**COMISSÃO ORGANIZADORA**

Manuel M. Oliveira (APRH, CEAS, LNEC)
Manuela Simões (CEAS, GeoBioTec, FCT/UNL)
Maria do Rosário Carvalho (CEAS, FC/UL)
José Paulo Monteiro (CEAS, NRSul/APRH, FCT/UAlg)
J. Martins de Carvalho (CEAS, TARH)
Paulo Chaveiro (NRSul/APRH, CM Reguengos de Monsaraz)
Ana Rosária Gonçalves (NRSul/APRH, APA/ARH do Alentejo)
Luís Dias (NRSul/APRH, Prospectiva)
António Chambel (NRSul/APRH, UÉ)
Cândida Martins (NRSul/APRH, CM Montemor-o-Novo)
Jorge Mestrinho (NRSul/APRH, CM Montemor-o-Novo)
Sandra Dias (NRSul/APRH, Águas do Algarve, S.A.)
Nelson Carriço (NRSul/APRH, IP Setúbal)
Hortência Menino (NRSul/APRH, CM Montemor-o-Novo)
Jorge Duque (GGT Lda)

**APOIO TÉCNICO E DE SECRETARIADO**

Conceição Martins (APRH)
André Cardoso (APRH)

PATROCINADORES

APOIANTES

MEDIA PARTNER

EDIÇÃO

ISBN: 978-989-8509-11-6

10.º SEMINÁRIO SOBRE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

LIVRO DE RESUMOS

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS
Comissão Especializada de Águas Subterrâneas
Núcleo Regional do Sul

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

# 10.º SEMINÁRIO SOBRE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Évora, 9 e 10 de abril de 2015 | Universidade de Évora

## LIVRO DE RESUMOS
## do 10.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS
Comissão Especializada de Águas Subterrâneas
Núcleo Regional do Sul

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

# 10.º SEMINÁRIO SOBRE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Évora, 9 e 10 de abril de 2015 | Universidade de Évora

# LIVRO DE RESUMOS

## do 10.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Os resumos estão organizados por ordem de apresentação das Comunicações.

Texto elaborado a partir da reprodução dos originais submetidos pelos autores, a quem cabe a responsabilidade dos conteúdos.

Foram aceites textos em língua portuguesa pré e pós acordo ortográfico e em língua inglesa.

## Paginação:

APRH

## Ilustração da capa:

Ana Rosária Gonçalves

## Editado por:

APRH - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos
a/c LNEC - Av. do Brasil, 101 - 1700-066 LISBOA
Tel. 21 844 34 28
E-mail: aprh@aprh.pt
URL da APRH: http://www.aprh.pt
URL do 10º Seminário sobre Águas Subterrâneas: http://www.aprh.pt/10sas/

**ISBN: 978-989-8509-11-6**

# MENSAGEM DA COMISSÃO ORGANIZADORA

O Seminário sobre Águas Subterrâneas é o espaço de encontro nacional da comunidade técnica, institucional e científica que explora, gere e estuda as águas subterrâneas, dedicado à apresentação de projetos e de estudos, de metodologias, à partilha de conhecimentos e ao debate. É um espaço de geração de ideias, de aumento de competências, de criação de sinergias e de desenvolvimento de redes, onde se ensina e se aprende com a experiência de outros e com o retorno sobre os trabalhos apresentados.

Esta é a 10.ª edição do Seminário e, pela primeira vez na sua história, realiza-se fora da região de Lisboa, na cidade de Évora. É uma coorganização da Comissão Especializada de Águas Subterrâneas da APRH, do Núcleo Regional do Sul da APRH e da Universidade de Évora.

O programa desta edição desenrolou-se em torno dos temas relacionados com águas subterrâneas e ecossistemas dependentes, águas subterrâneas e planos de gestão de região hidrográfica, alterações climáticas e águas subterrâneas, gestão sustentável de recursos hídricos subterrâneos, interação águas subterrâneas / águas superficiais, modelação numérica de sistemas aquíferos, métodos de diagnóstico e análise, prospeção e exploração de águas subterrâneas, recuperação e remediação de aquíferos contaminados, e vulnerabilidade e proteção de aquíferos. Os resumos apresentados distribuíram-se de forma variável entre os vários temas, tendo-se cumprido o grande objetivo do Seminário, o debate de temas relacionados com o conhecimento e investigação no domínio dos recursos hídricos subterrâneos em Portugal, no que concerne à sua caracterização, proteção e gestão, visando o uso sustentável do recurso.

Este Seminário surge no momento em que ocorre a primeira revisão dos planos de Gestão de Região Hidrográfica, mais concretamente durante a fase da consulta pública das questões significativas da água, que obrigou ao trabalho prévio de caracterização do estado das massas de águas. Este acontecimento está na origem do lançamento de uma Mesa Redonda, subordinada ao tema da Governança da Água - da teoria à prática, leia-se, das políticas de recursos hídricos e do planeamento à gestão dos recursos e ao ordenamento do território, à implementação de medidas, terminando na monitorização e na fiscalização, tendo como pano de fundo a proteção e a melhoria do estado das massas de águas subterrâneas.

Este Seminário inova em relação às edições passadas, em primeiro lugar devido à realização da Mesa Redonda, e, em segundo lugar, porque contempla uma visita técnica, onde se constata a importância do aquífero de Évora para satisfazer várias atividades humanas, desde o aquecimento de instalações ao fornecimento de água potável, e onde se inclui a observação de aspetos do seu funcionamento hidráulico.

Seja bem-vindo ao 10.º Seminário sobre Águas Subterrâneas!

**A Comissão Organizadora**

Manuel M. Oliveira (APRH, CEAS, LNEC)
Manuela Simões (CEAS, GeoBioTec, FCT/UNL)
Maria do Rosário Carvalho (CEAS, FC/UL)
José Paulo Monteiro (CEAS, NRSul/APRH, FCT/UAlg)
J. Martins de Carvalho (CEAS, TARH)
Paulo Chaveiro (NRSul/APRH, CM Reguengos de Monsaraz)
Ana Rosária Gonçalves (NRSul/APRH, APA/ARH do Alentejo)
Luís Dias (NRSul/APRH, Prospectiva)
António Chambel (NRSul/APRH, UÉ)
Cândida Martins (NRSul/APRH, CM Montemor-o-Novo)
Jorge Mestrinho (NRSul/APRH, CM Montemor-o-Novo)
Sandra Dias (NRSul/APRH, Águas do Algarve, S.A.)
Nelson Carriço (NRSul/APRH, IP Setúbal)
Hortência Menino (NRSul/APRH, CM Montemor-o-Novo)
Jorge Duque (GGT Lda)

# ÍNDICE

**Simulação estocástica da transmissividade em formações graníticas alteradas e fracturadas**
Sofia Barbosa, José António Almeida, António Chambel .....1

**Modelação de cenários de exploração no sistema aquífero Luz-Tavira**
António Góis, Luís Costa, Rui Hugman, José Paulo Monteiro .....5

**Análise de cenários de exploração no sistema aquífero da Campina de Faro**
João Miguel Viegas, Rui Hugman, José Paulo Monteiro .....9

**Extensão offshore da descarga submarina da água doce do sistema Aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira (M6)**
Rui Hugman, José Paulo Monteiro, Tibor Stigter .....13

**Aplicação de sistemas de inferência fuzzy para classificar e mapear a vulnerabilidade de aquíferos**
Erico Lisboa, Jorge Carvalho, Manuel Figueiredo .....17

**Escassez hídrica e recarga artificial de aquíferos em regiões áridas e semiáridas: caso de estudo na bacia hidrográfica dos Engenhos, Santiago-Cabo Verde**
Ruth Monteiro, Manuela Simões .....21

**A análise geoestatística da concentração de nitratos nas massas de água subterrânea na Confederação Hidrográfica do Júcar, Espanha**
David J. Ferreira, José. A. Almeida, Manuela Simões, Miguel A. Pérez-Martín .....25

**Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought: description of MARSOL Project Demo Sites in Portugal**
Teresa E. Leitão, J.P. Lobo Ferreira, Tiago Carvalho, José Paulo Monteiro, Manuel M. Oliveira, Rui Agostinho, Luís R.D. Costa, Maria José Henriques, Tiago Martins, José Martins de Carvalho .....29

**Assessment of soil characteristics for Managed Aquifer Recharge using soil-column experiments**
Tiago Martins, Teresa E. Leitão, Ana Estela Barbosa, Maria José Henriques .....33

**Formulação de Sistemas de Suporte à Decisão (SSD) para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos em zonas áridas**
Nuno Barreiras, João Nascimento, Filipe Miguéns, Ana Buxo, Luís Ribeiro .....37

**Descargas do sistema aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira em meio marinho - Métodos e cartografia**
Judite Fernandes, Gabriela Carrara, Pedro Terrinha, Fátima Sousa, Francisco Leitão, Marisa Loureiro, Cristina Roque, João Noiva, Dmitri Boutov, Pedro Range, Amélia Dill, Costa Almeida .....41

**Caracterização hidroquímica e estimativa da recarga por balanço de cloretos no aquífero Mio-pliocénico do Tejo, na Península de Setúbal**
Ana C. Medeiros, Luís Ribeiro, M. Rosário Carvalho, Manuela Simões .....45

**Aplicação do método WTF em sub-bacias hidrográficas com floresta e campo nativo no município de Rosário do Sul – Rio Grande do Sul/Brasil**
Cristiane Dambrós, José Luiz Silvério da Silva ..... 49

**Avaliação da vulnerabilidade à contaminação no sistema aquífero Évora-Montemor-Cuba**
Joaquim Condeça, António Chambel ..... 53

**O montado como ecossistema terrestre dependente da água Subterrânea**
Maria Paula Mendes, Luís Ribeiro ..... 57

**Interpretation of an injection test in a large diameter well in South Portugal and contribution to the understanding of the local hydrogeology**
Luís R.D. Costa, José Paulo Monteiro, Manuel M. Oliveira, João Paulo Lobo Ferreira, Teresa E. Leitão, Tiago Carvalho, José Martins de Carvalho, Rui Agostinho ..... 61

**Análise exploratória da métrica da superfície topográfica para previsão do nível freático – Aplicação a um sistema cársico e rochas fracturadas**
Filipa Sousa, António Chambel, Nuno Neves ..... 65

**Aplicação de teores em Trítio e de Carbono-14 como método de diagnóstico e análise de sistemas subterrâneos**
Paula M. Carreira, Dina Nunes, Pedro Valério, Maria de Fátima Araújo, José M. Marques, Manuel Antunes da Silva ..... 69

**New test of the GABARDINE infiltration basin for mar in Rio Seco (Campina da Faro aquifer system, Algarve)**
Manuel M. Oliveira, João Paulo Lobo Ferreira, Teresa E. Leitão, Luís R.D. Costa, Tiago Carvalho, Rui Agostinho, José Paulo Monteiro ..... 73

**Contaminação de solos e águas por P-NAC - o caso de estudo da antiga Sociedade Portuguesa de Explosivos**
Judite Fernandes, Helena Amaral, Mohamed Khalil, Elsa Ramalho, Claudia Gonçalves, Cláudia Gama, M. João Batista, Manuela Abreu, Paula Sá Pereira, Costa Almeida, Amélia Dill, Fernando Santos, Teresa Condesso de Melo ..... 77

**Contexto hidrológico/hidrogeológico da ocorrência de charcos temporários mediterrânicos na costa sudoeste de Portugal**
Núria Salvador, José Paulo Monteiro, Luís Miguel Nunes ..... 81

**Diagrafias eléctricas multieletródicas para estimativa de parâmetros hidráulicos de aquíferos**
Elsa Cristina Ramalho ..... 85

**Nitratos nos concelhos de Nazaré e de Alcobaça**
Carla Caroça ..... 89

**Da captação de água subterrânea à gestão do solo e do subsolo**
José Martins Carvalho ..... 93

# SIMULAÇÃO ESTOCÁSTICA DA TRANSMISSIVIDADE EM FORMAÇÕES GRANÍTICAS ALTERADAS E FRACTURADAS

**Sofia BARBOSA[1], José António ALMEIDA[1], António CHAMBEL[2]**

*1. Departamento de Ciências da Terra e GeoBioTec, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, 2829-516 Caparica, svtb@fct.unl.pt, ja@fct.unl.pt*

*2. Departamento de Geociências, Universidade de Évora, Instituto de Ciências da Terra (ICT), Pólo da Universidade de Évora, Rua Romão Ramalho, 59, 7000-671 Évora, Portugal, achambel@uevora.pt*

## RESUMO

Considerando como caso de estudo o do maciço envolvente e subjacente à antiga mina de urânio de Quinta do Bispo (Concelho de Mangualde), composto essencialmente por granitos hercínicos e metasedimentos do Complexo Xisto-Grauváquico, estabeleceu-se uma metodologia que permitiu a construção de modelos 3D de transmissividade, equiprováveis, mediante o cruzamento de propriedades intrínsecas do maciço rochoso – neste caso particular, a litologia, o grau de alteração e a densidade de fracturação - passíveis de modelação estocástica a 3D, com propriedades hidrogeológicas do meio, medidas *in situ* e avaliadas deterministicamente, por via da realização e interpretação de ensaios de bombagem direcionados. A interpretação dos resultados dos ensaios de bombagem realizou-se por patamares, recorrendo-se aos métodos de "Porosidade Dupla" e de "Theis com correcção de Jacob", tendo-se processado curvas cumulativas de valores de transmissividade em função da litologia e do grau de alteração, conforme os distintos sectores comportamentais do maciço. A metodologia adoptada levou a que os valores de transmissividade de cada célula dos modelos 3D tenham sido simulados com condicionamento aos valores experimentais dos ensaios de bombagem, ponderados de acordo com as probabilidades dessa mesma célula representar, numa dada localização no espaço, uma certa Litologia, sob um determinado Grau de Alteração que possui, quando aplicável, um certo Número de Fracturas não preenchidas. As variáveis representativas dos atributos geológicos Litologia, Grau de Alteração e Número de Fracturas, foram simuladas em cadeia pelo que os modelos de transmissividades integram a variabilidade e heterogeneidade locais destes atributos, os quais condicionam o fluxo tridimensional da água.

**Palavras-Chave:** Maciços heterogéneos fracturados; modelação geológica 3D; modelos de fracturas; modelos de porosidade dupla; simulação 3D de transmissividades.

## 1. INTRODUÇÃO

A modelação geológica e hidrogeológica de maciços heterogéneos, fracturados e alterados (Paradela e Zbyszewski, 1971; Chambel, 2006) constitui uma linha de investigação emergente no que respeita às abordagens algorítmicas e ao estabelecimento de metodologias integradas, orientadas pelo caso de estudo. A aplicação exclusiva de técnicas de ensaio e métodos de tratamento designados por convencionais ou deterministas, tipicamente definidos e estabelecidos para meios porosos, podem resultar em conclusões ilusórias ou em resultados de modelação hidrogeológica enviesados e, portanto, pouco representativos da realidade (S. Barbosa, 2013).

A metodologia desenvolvida concilia técnicas e algoritmos convencionais com uma nova abordagem para o estabelecimento da transmissividade equivalente, resultando, no seu todo, numa abordagem inovadora e multidisciplinar. Esta metodologia permitiu a geração de modelos equiprováveis 3D de transmissividades de um maciço dotado de elevada heterogeneidade, composto no seu essencial por granitos hercínicos e metasedimentos do Complexo Xisto-Grauváquico, com vários graus de alteração e de fracturação, a que se associa a complexidade acrescida que advém dos efeitos de alteração hidrotermal e supergénica, devidos a fenómenos de mineralização (Matos-Dias e Costa, 1972), uma vez que se considerou como caso de aplicação o de um maciço envolvente a uma antiga área mineira, relacionada com a exploração no século passado de minérios de urânio no Concelho de Mangualde (Quinta do Bispo).

## 2. ENQUADRAMENTO GEOLÓGICO DO CASO DE ESTUDO

A área em estudo enquadra-se na região uranífera da Cunha Baixa e Quinta do Bispo. Nesta região ocorrem em abundância retalhos de micaxistos do Complexo Xisto-Grauváquico, ante-ordovícicos, que sofreram metassomatismo, por vezes, intenso (J.E.N., 1968; Ferreira, 1971). Um pórfiro granítico com direcção E-W, com frequentes rejeitos e possanças que podem alcançar os três metros ocorre na área, a Norte, verificando-se, igualmente, a existência de depósitos terciários de natureza arcósico-terrígena. Na envolvente à área mineira predominam os granitos da série hercínica, monzoníticos, de duas micas, de grão médio a grosseiro, sendo frequente a tendência para o profiroidismo, em particular junto a zonas de contacto com estruturas mineralizadas e encraves de micaxistos. A granularidade destes granitos pode variar em profundidade, o que pressupõe uma localização mais periférica, na fronteira de uma estrutura batolítica, ou que os materiais de natureza granítica terão sido sujeitos à acção de um magma muito fluido que terá intruído lateralmente nas formações.

## 3. METODOLOGIA ADOPTADA

A metodologia desenvolvida e adoptada ao caso de estudo, compõe-se pelas seguintes quatro fases principais:

- **Fase 1, Construção do modelo geológico 3D das variáveis "litologia", "alteração" e "limonitização",** com construção dos respectivos modelos 3D por simulação geoestatística numa malha de blocos com recurso ao algoritmo da SSI (Simulação Sequencial da Indicatriz), verificando-se previamente as inter-dependências existentes
- **Fase 2, Construção do modelo geológico 3D da fracturação,** com a simulação geoestatística da variável *Número de fracturas* por unidade de volume, numa malha de blocos, recorrendo-se ao algoritmo da SSD (Simulação Sequncial Directa) com histogramas e médias locais; a conversão da densidade linear de fracturação (DLF 1D) no *Número de Fracturas* 3D foi condicionada às litologias e graus de alteração e efectuou-se com recurso ao modelo por objectos FTRIAN, algoritmo de simulação de fracturas desenvolvido pelo ex-CICEGe (FCT-UNL) que permite a geração computacional de redes de fracturação aproximadas a polígonos simples (triângulos, quadrados ou malhas de triângulos) num volume de referência e condicionado a uma densidade linear de fracturação (Almeida & Barbosa, 2008).
- **Fase 3, Análise e interpretação de ensaios de bombagem,** em que foram quantificadas a transmissividade e o coeficiente de armazenamento do meio, considerando-se as características inerentes a cada ensaio de bombagem e as possíveis interpretações nas diferenças de resultados encontradas; a interpretação dos resultados dos ensaios de bombagem realizou-se por patamares, que à partida representarão diferenças de comportamento hidráulico que advém de diferentes sectores presentes no meio, recorrendo-se aos métodos de ajustamento de curvas de "Porosidade Dupla" e de "Theis com correcção de Jacob". Obtiveram-se curvas cumulativas de transmissividade em função da litologia e do grau de alteração utilizadas na fase subsequente de cruzamento de histogramas (Fig. 1)
- **Fase 4, Modelo 3D de transmissividade equivalente,** fase final e determinante na inovação metodológica adoptada, em que se cruzaram os resultados da interpretação dos ensaios de bombagem, expressos sob a forma de histogramas condicionais de transmissividade por litologia e por grau de alteração (W1, W2, W3 e W4), com os modelos 3D das litologias, alteração e densidade de fracturação O resultado é um modelo de transmissividade, condicionado a toda a informação principal interveniente no estudo. A Fig. 1 detalha esta fase e a interacção com os atributos anteriores. A excepção foi o grau de alteração mais elevado (W5) onde, por não terem sido simulados o número de fracturas, os valores foram gerados só a partir da curva cumulativa de transmissividade por simulação de campos de probabilidade (*PFS, Probability Field Simulation*). O modelo final de transmissividade é, assim, condicional às variáveis intervenientes no modelo de atributos geológicos, porque estas variáveis são simuladas em cadeia, e aos ensaios de bombagem. Integra a variabilidade e heterogeneidade locais destes atributos, os quais condicionam o fluxo tridimensional da água (Fig. 2).

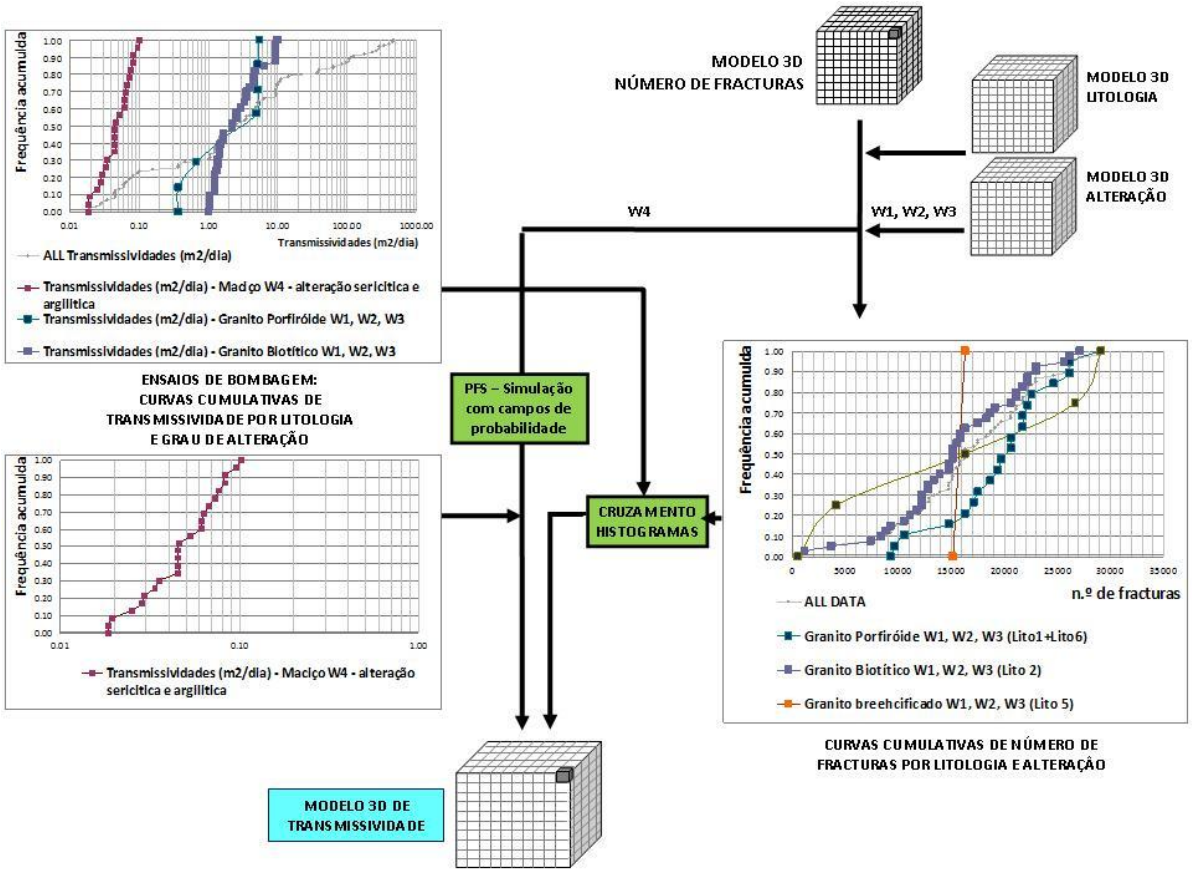



Fig. 1. Fluxograma da fase 4 para a geração do modelo 3D de transmissividades, com cruzamento de histogramas

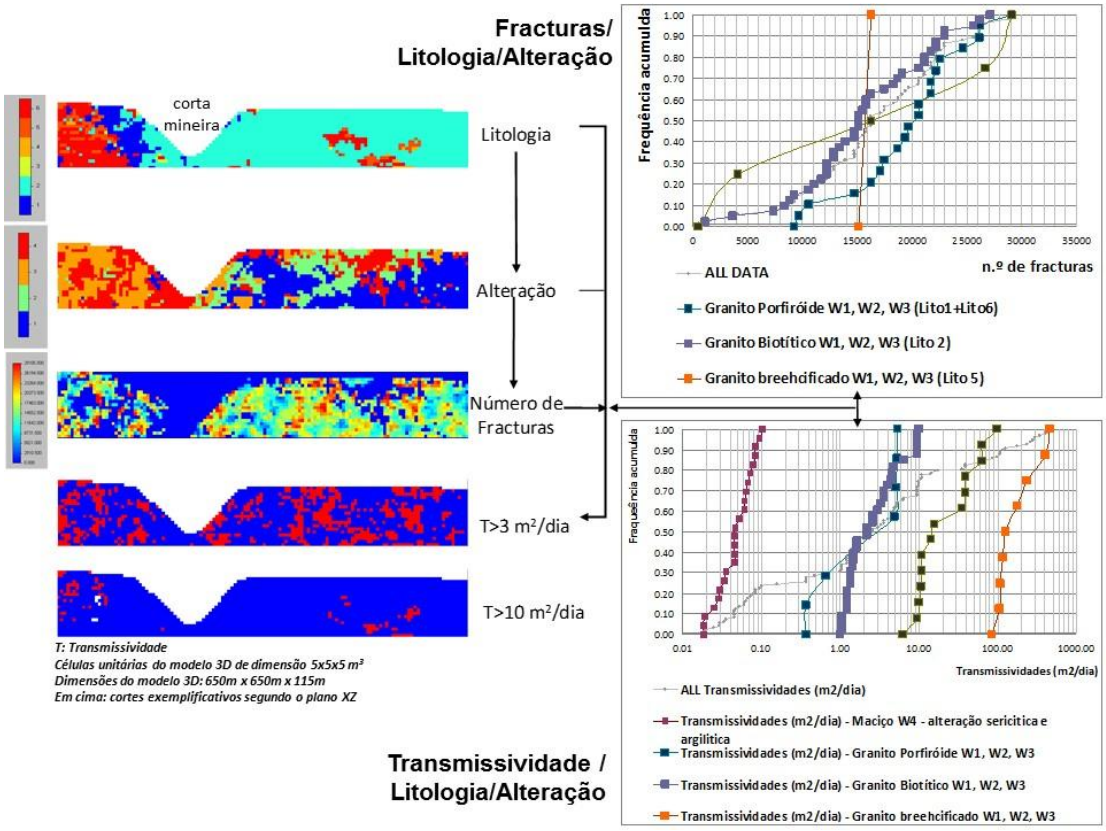



Fig. 2. Síntese da sequência procedimental acompanhada de exemplo de resultados dos modelos 3D gerados

## 4. RESULTADOS ALCANÇADOS

Com a metodologia adoptada foi possível gerar modelos 3D das transmissividades de um meio rochoso, heterogéneo, alterado e fracturado, na dependência, em simultâneo, de resultados de ensaios de bombagem que foram cruzados com resultados de modelação espacial de variáveis representativas de atributos geológicos locais que condicionam o modo de perpetuação dos fluxos tridimensionais da água. Deste cruzamento resultaram, assim, matrizes, aptas para utilização em modelos de escoamento, que reflectem a variabilidade e heterogeneidade local do tipo de maciço estudado.

Os resultados obtidos mostram um modelo com muitas zonas pequenas caracterizadas por altas transmissividades, pelo que é de esperar que os escoamentos ocorrerão precisamente através desses pequenos volumes, e apenas, em alguns casos específicos, através de ligações muito restritas, definidas especialmente pela presença de certas litologias e estruturas específicas, como filões de quartzo esmagado e/ou bastante fracturado ou brechas graníticas, e/ou por uma matriz rochosa que localmente apresente altos índices de fracturação. É muito provável que estas fracturas se encontrem pouco preenchidas, e terão, necessariamente, de apresentar um significativo grau de conectividade entre si para que possam apresentar maior capacidade de escoamento.

A melhor percepção das imagens 3D de valores de transmissividade é obtida quando se utiliza uma escala logarítmica, o que se coaduna com os resultados obtidos da interpretação dos ensaios de bombagem, igualmente representados sob este tipo de escalas, quando comparamos valores característicos de diferentes litologias e condições de fracturação. Estes resultados podem variar desde mínimos na ordem dos 0,01 $m^2$/dia a máximos, extremos, na ordem dos 400 a 500 $m^2$/dia. Aspectos relevantes da heterogeneidade deste meio, como os efeitos de barreira ou efeitos de maior perpetuação de escoamentos, encontram-se expressos nos modelos de transmissividade, pois constituíram informação condicional fundamental para a construção dos modelos 3D.

## AGRADECIMENTOS

Os resultados apresentados integram uma Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Geológica, agradecendo-se os apoios para este efeito prestados ao autor pelos representantes dos Conselhos de Admnistração da EDM S.A entre os anos 2008 e 2012.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida JA e Barbosa S (2008) 3D Stochastic Simulation of Fracture Networks Conditioned Both to Field Observations and a Linear Fracture Density. Proceedings of the Eighth International Geostatistics Congress. Santiago, Chile, vol.I, 8 p.

Barbosa S (2013) Modelação de atributos hidrogeológicos do maciço envolvente à antiga área mineira da Quinta do Bispo. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Geológica, FCT-UNL, Monte da Caparica, 171 p.

Chambel A (2006) Edit., Proceedings of the 2nd Workshop of the IAH Iberian Regional Working Group on Hard Rock Hydrogeology. AIH-GP International Association of Hydrogeologists - Portuguese Chapter and IAH - Commission on Hard Rock Hydrogeology - Iberian Regional Working Group., Évora, Portugal, 247 p.

EXMIN (2001) Estudo director de áreas dos minérios radioactivos. 1ª Fase. Excerto do Vol. 2 – Área Mineira da Cunha Baixa e Quinta do Bispo. 25p.

Ferreira MPV (1971) Jazigos uraníferos portugueses. Jazigos de Au-Ag-sulfuretos do Norte de Portugal. Livro-Guia da Excursão n.º5. I Congresso hispano-Luso-Americano de Geologia Económica. Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos. Lisboa. 81 p.

J.E.N. (1968) A Província uranífera do Centro de Portugal. Suas características estruturais, tectónicas e metalogenéticas. Junta de Energia Nuclear. Lisboa.

Matos-Dias JM e Costa CVB (1972) A região uranífera da Cunha Baixa-Quinta do Bispo. Memórias e Notícias, Publicações do Museu e Laboratório de Mineralogia. Universidade de Coimbra, 24 p.

Paradela PL e Zbyszewski G (1971) Hidrogeologia geral do Centro e Sul de Portugal. Livro-Guia da Excursão n.º9. I Congresso hispano-Luso-Americano de Geologia Económica. Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos. Lisboa. 123 p.

# MODELAÇÃO DE CENÁRIOS DE EXPLORAÇÃO NO SISTEMA AQUÍFERO LUZ-TAVIRA

**António GÓIS, Luís COSTA, Rui HUGMAN, José Paulo MONTEIRO**

*Universidade do Algarve-Campus de Gambelas L-36, ammgois@gmail.com, luisrdcosta@gmail.com, rthugman@gmail.com, jpmontei@ualg.pt.*

## RESUMO

O controlo da intrusão salina em aquíferos costeiros é um dos desafios na gestão de recursos hídricos em zonas litorais. A intrusão salina é um fenómeno natural que consiste no avanço da interface água doce-salgada, ocorrendo a infiltração de água salgada nos aquíferos costeiros. Este acontecimento pode inviabilizar o uso dos recursos hídricos para abastecimento humano, agricultura e indústria. A causa do agravamento deste fenómeno relaciona-se com a sobre-exploração de águas subterrâneas e, a longo prazo, também com alterações climáticas globais e regionais. O Algarve apresenta aquíferos suscetíveis à ocorrência deste fenómeno, que estão inseridos dentro da "Área Crítica de Ocorrência de Intrusão Salina". Esta área é definida de acordo com a vulnerabilidade à ocorrência de contaminação das águas subterrâneas provocada pela entrada de água do mar nos reservatórios subterrâneos de água doce. O programa aqui apresentado tem como objetivo principal estudar a intrusão salina com base em vários cenários de exploração da água subterrânea e alterações climáticas no Sistema Aquífero Luz-Tavira. Nos cenários a simular representar-se-á o estado atual e cenários de aumento de uso com base em potenciais áreas regadas. Estes cenários serão simulados utilizando um modelo numérico em elementos finitos. O modelo numérico, a desenvolver, representará uma aproximação ao comportamento real do aquífero face aos cenários. Pretende-se que os resultados obtidos contribuam para um Plano Específico de Gestão da Água (PEGA), em desenvolvimento pela Agência Portuguesa do Ambiente IP- Administração da Região Hidrográfica do Algarve (APA IP-ARH Algarve), em que se espera poder contribuir para uma melhor gestão do recurso e para a redefinição dos limites da "Área Crítica".

**Palavras-Chave:** Sistema aquífero Luz-Tavira; intrusão salina; cenários de exploração de água; modelos numéricos de escoamento; gestão de recursos hídricos.

## 1. INTRODUÇÃO

Face à exploração indevida dos recursos de água subterrânea e às alterações climáticas, surgem problemas nas áreas exploradas. Os aquíferos são afetados tanto pela sua subexploração como pela sobre-exploração. A procura pela sustentabilidade e integridade das reservas de água subterrânea, que tendem a escassear com o aquecimento global, é cada vez mais uma preocupação para a sociedade (Stigter et al., 2012).

Monteiro (2005) e, de uma forma mais resumida, Monteiro et al. (2002) identificaram três períodos distintos na história recente do uso dos recursos hídricos subterrâneos do Algarve: "(1) um período (passado) em que os aquíferos subterrâneos constituíam a origem quase exclusiva para todos os tipos de uso; (2) um período (atual) no qual se verifica uma importante diminuição do volume de extrações associadas ao suprimento das necessidades relacionadas com o abastecimento urbano, que foi substituído por água captada nas grandes barragens e (3) um período (futuro) em que as condições naturais prevalecentes no Algarve e a intensificação dos conflitos de interesses decorrentes da degradação da qualidade da água conduzirão à adoção de esquemas de gestão integrada mais sofisticados e eficientes que os atuais, baseados no uso conjunto de águas superficiais e subterrâneas." A gestão do uso da área crítica pode ser minimizada se existir um uso conjunto de água superficial e subterrânea.

Assim, é necessário analisar e retirar conclusões sobre as consequências da gestão do uso de água subterrânea, no presente e no futuro. Para o efeito, o modelo numérico, aplicado como método, será uma excelente ferramenta, que permitirá simular os vários cenários de exploração e de possíveis alterações climáticas. Atualmente, a simulação do fluxo da água e transporte com recurso a modelos numéricos é uma das metodologias mais evoluídas, e permite representar o funcionamento hidráulico do sistema aquífero a que corresponde o modelo numa realidade aproximada (Scanlon et al., 2003). Como ferramenta para a gestão dos recursos de águas subterrâneas, a modelação numérica assume-se como uma das mais importantes e fomentadas (Monteiro, 2005).

O trabalho desenvolvido até ao momento centra-se no efeito da extração de água sobre um sistema aquífero costeiro e na ocorrência de intrusão salina numa área designada como "Área Crítica". A área crítica

"corresponde a uma faixa junto ao litoral do Algarve, onde não é permitido o aumento do volume de água subterrânea a extrair, de modo a prevenir eventuais fenómenos de intrusão salina" (Reis & Gago, 2013) cujos limites são definidos pela Agência Portuguesa do Ambiente IP- Administração da Região Hidrográfica do Algarve (APA IP-ARH Algarve).

## 2. ENQUADRAMENTO

Os pedidos de licenciamento de furos à *APA IP-ARH Algarve* têm sido recorrentes (Reis & Gago, 2013). Por esta razão é necessário simular e avaliar os efeitos no sistema aquífero resultantes destes novos licenciamentos. Segundo Reis & Gago (2013), para a extração verificada atualmente no sistema, a largura da área crítica poderá ser diminuída, visto que este se encontra subexplorado. Devido a este excesso de água têm ocorrido problemas nas culturas de citrinos em épocas mais pluviosas (Stigter et al., 2006).

### 2.1. Enquadramento Geográfico

Segundo Almeida et al. (2000), o Sistema Aquífero Luz-Tavira tem uma área total de 28 km$^2$ e encontra-se delimitado: a norte por calcários margosos, a sul pela Ria Formosa/Oceano Atlântico e a oeste pelas formações do Cretácico. Esta proximidade ao sistema lagunar permite que existam trocas de água naturais entre o Sistema Aquífero Luz-Tavira e a Ria Formosa. A norte encontra-se a Serra do Caldeirão, onde se localizam as principais nascentes das ribeiras da região (Stigter et al., 2006). Situa-se abaixo dos terrenos correspondentes à Campina da Luz, na Unidade da Orla Meridional, pertencendo à bacia hidrográfica das Ribeiras do Sotavento (Almeida et al., 2000). A localização do sistema pode ser observada na fig. 1.

Fig. 1. Localização Geográfica do Caso de Estudo

### 2.2. Enquadramento Geológico

Do ponto de vista hidrológico, o Sistema Aquífero Luz-Tavira é formado por um conjunto de dois aquíferos, um cársico livre a confinado, suportado por calcários do Cerro da Cabeça (compactados, com cor cinzenta e rosada, com algumas falhas e espessura total entre 50 a 70 m) e do Escarpão (compactados e argilosos, do Jurássico Superior, com cerca de 500 m de espessura) e outro poroso, livre a confinado, suportado por formações detrítico-carbonatadas terciárias (Almeida et al., 2000). O conjunto está conectado em alguns locais, chegando a ser possível verificar-se a conectividade em alguns poços artesianos implementados nos níveis do Miocénico (calcário arenoso) (Almeida et al., 2000).

Em quase toda a sua extensão, o sistema é formado por calcários, exceto no limite sul, onde podem ser encontradas ascensões de rochas evaporíticas (Almeida et al., 2000).

Uma anomalia gravimétrica evidencia a existência de um diapiro de orientação N53ºE, situado a NE de Moncarapacho. Esta formação, juntamente com as caraterísticas litológicas dos calcários entre o Cerro da Cabeça e a cidade de Tavira, favorecem um fluxo subterrâneo com direção sensivelmente este-oeste (Silva,

1984). Existindo pontos de transferência entre o sistema de Luz-Tavira e o de Peral-Moncarapacho (Almeida et al., 2000), através da conexão por uma falha no local de contato dos aquíferos, Bonte (1999) e Costa (2011), com base em valores piezométricos elevados a norte do aquífero, sugere a existência de uma recarga neste mesmo limite. Os mesmos autores admitem ainda que esta transferência se faz através de uma falha geológica de direção N-S. Bonte (1999) sustenta essa possibilidade, citando que De Vries e Schwan (1999) referiram que estas falhas são uma das mais importantes fontes de recarga dos aquíferos do Algarve. Costa (2011) enuncia que essa transferência a norte tem origem no aquífero Malhão.

## 3. MODELO NUMÉRICO DE ESCOAMENTO DO SISTEMA

O método usado para atingir o objetivo deste trabalho será a modelação, com recurso à ferramenta de um modelo numérico em elementos finitos, em regime transitório, para simular diferentes cenários de exploração e rega do aquífero Luz-Tavira. E para calibração e validação do modelo será usado o método da calibração inversa.

Os princípios físicos na base da simulação do comportamento hidráulico de um aquífero podem ser expressos segundo a equação 1 (Kinzelbach, 1986):

$$S\partial h/\partial t+div(-[T]\bullet grad\bullet h)=Q \qquad [Eq.1]$$

em que $T$ é transmissividade [$L^2T^1$]; $h$ é o potencial hidráulico [$L$];$Q$ fluxo volumétrico por unidade de volume [$L^3T^1L^{-3}$], e $S$ é o coeficiente de armazenamento [-]. Esta será resolvida pelo método de elementos finitos, que é um método comum na hidrogeologia (Huyakom & Pinder, 1983; Kinzelbach, 1986; Wang & Anderson, 1982; Bear &Verrujit, 1987).

A modelação em regime transitório está ainda em fase de desenvolvimento, no entanto já foi efetuada uma modelação em regime permanente para os mesmos cenários de exploração.

### Resultados da modelação em regime permanente

Após a modelação em regime permanente obteve-se um mapa da piezometria registada ao longo do sistema para cada cenário de exploração. Posteriormente, aplicou-se a todos os mapas o Princípio de Ghyben-Herzberg (Equação 2) para conseguir representar a elevação (cota) a que a interface água doce- água salgada se encontra.

$$Z=40h \qquad [Eq.2]$$

Em que $Z$ é elevação a que se encontra a interface naquele local e $h$ é o nível freático da água do sistema no mesmo local (Fetter, 2001).

Os mapas obtidos para o cenário (aquele que implica a maior extração de água do aquífero, 5 $hm^3$/ano, e a maior área regada, com 2547 ha), encontram-se representados na fig. 2.

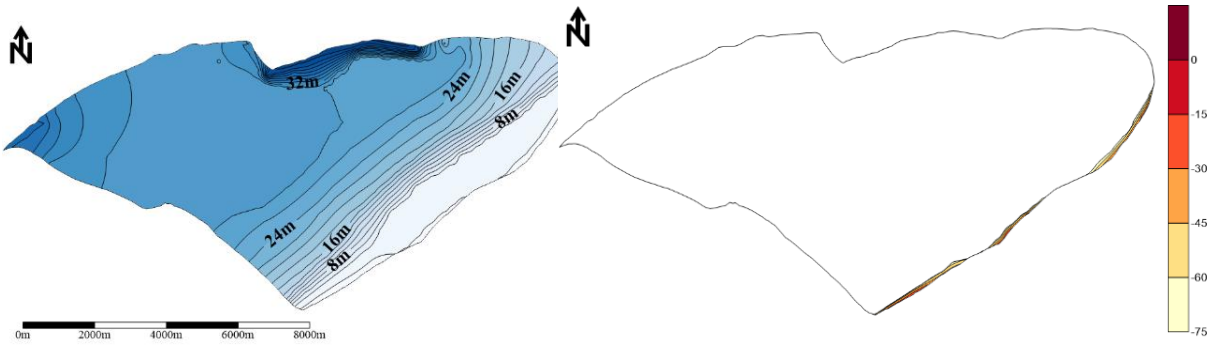



Fig. 2. Mapa piezométrico (esquerda) e mapa da elevação da interface (direita)

## 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não se obtiveram mapas de elevação da interface preocupantes neste aquífero. Pelo que, de acordo com a modelação em regime permanente, seria possivel licenciar furos na Área Crítica e reduzir a espessura desta mesma faixa. No entanto, ressalva-se que uma modelação em regime permanente não contempla as variações intra e interanuais de armazenamento do sistema e, como tal, existe necessidade de modelar em regime transitório, para obter conclusões mais esclarecedoras acerca desta problemática.

**AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à APA IP-ARH Algarve por todo o apoio e interesse na elaboração deste trabalho.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Almeida C, Mendonça JJL., Jesus MR. & Gomes AJ. (2000) Sistemas aquíferos de Portugal continental. Inst. da Água, Lisbon, Port. III.

Bear J, Verruijt A (1987) Modeling groundwater flow and pollution (Vol. 2). Springer Science & Business Media.

Bonte M (1999) A Chemical and Isotopic study of the hydrogeochemical processes occurring under irrigated land in Campina de Luz, Algarve, Portugal. Faculty of Earth Sciences - Free University, Amsterdam.

Costa L (2011) Calibração de um modelo de escoamento e simulação de cenários de exploração do sistema aquífero Luz-Tavira: uma ferramenta para a gestão da água. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade do Algarve. Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente.

De Vries J, Schwan J, (1999) Groundwater resources in Algarve, Portugal. Internal report Hydrology Department, Vrije Universiteit, Amsterdam.

Fetter CW (2001) Applied Hydrogeology- 4th Edition. Nova Jérsia: Prentice Hall, 2001. ISBN 0-13-088239-9.

Huyakom PS, Pinder GF, (1983) Computational Methods in Subsurface Flow.Academic Press INC, Orlando.

Kinzelbach W (1986) Groundwater modelling: an introduction with sample programs in BASIC. Elsevier.

Monteiro JP (2005) A importância do Dimensionamento de Captações de Águas Subterrâneas no Algarve - Passado, Presente e Futuro. Manual Técnico de Engenharia, Águas Subterrâneas e Efluentes Tratados. Expresso Gráfico, Lisboa. Portugal.GRUNDFOS. 17-31.

Monteiro JP, Santos, J., Martins, R. R. (2002) Avaliação dos impactes associados a alterações no regime de exploração de sistemas aquíferos do Algarve Central usando Modelos Numéricos. III Congr. Ibérico sobre Gestão e Planif. da Água. Resumo 717-724 e Doc. electrónico em CD-Rom 10.

Reis E, Gago C (2013) Livro de resumos do 9º Seminário sobre Águas Subterrâneas. Campus de Caparica: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. 2013. 57. ISBN 9789898509079.

Scanlon B, Mace R, Barret M, Smith B (2003) Can we simulate regional groundwater flow in a karst system using equivalent porous media models? Case study, Barton Springs Edwards aquifer, USA. Austin, USA : Journal of Hydrology.

Silva MO (1984) Hidrogeologia do Algarve Oriental. Dissertação para a Obtenção do Grau de Doutor em Geologia. Departamento de Geologia da FCUL, 260 .

Stigter T, Carvalho Dill AMM, Ribeiro L, Reis E (2006) Impact of the shift from groundwater to surface water irrigationon aquifer dynamics and hydrochemistry in asemi-arid region in the south of Portugal. 121-132. Vol. 85.

Stigter TY, Nunes JP, Pisani B, Fakir Y, Hugman R, Li Y; Tomé S, Ribeiro L, Samper J, Oliveira R, Monteiro JP, Silva A, Tavares PCF, Shapouri M, Cancela Da Fonseca L, El Himer H (2012) Comparative assessment of climate change and its impacts on three coastal aquifers in the Mediterranean. Reg Environ Chang 14:41–56. doi: 10.1007/s10113-012-0377-3

Wang HF, Anderson MP (1982) Introduction to Groundwater Modelling: Finite Difference and Finite Elements Methods. San Diego, California, USA: Academic Press Limited. 1982. 237.

# ANÁLISE DE CENÁRIOS DE EXPLORAÇÃO NO SISTEMA AQUÍFERO DA CAMPINA DE FARO

**João MIGUEL VIEGAS, Rui HUGMAN, José PAULO MONTEIRO**

*Universidade do Algarve – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Campus de Gambelas, Edifício 2, 8005-139 Faro, Portugal, jsousa.viegas@gmail.com, rthugman@gmail.com, jpmontei@ualg.pt*

**RESUMO**

As massas de água subterrâneas na região do Algarve sempre estiveram condicionadas pela grande pressão antropogénica, destacando-se particularmente a sua sobreexploração. Um dos principais problemas resultantes desta forte extracção de água em aquíferos costeiros é a intrusão salina. Nos anos 90, a Administração da Região Hidrográfica do Algarve (APA IP-ARH Algarve) delimitou uma área junto à faixa costeira com cerca de 342 km$^2$, nomeando-a de Área Crítica. Nela foram impostos limites de extracção de água de forma a impedir casos de intrusão salina. Actualmente tem-se verificado um aumento do número de pedidos de licenciamento de novas captações para uso agrícola na área em questão, pelo que a APA IP-ARH Algarve pretende melhorar as regras de licenciamento e redefinir os seus limites através da realização de um Plano Específico de Gestão da Água (PEGA). Tendo em conta as considerações anteriormente referidas, justifica-se que o objecto de estudo deste trabalho se tenha centrado na simulação de cinco cenários de exploração diferentes no sistema aquífero da Campina de Faro, uma vez que este é abrangido pela referida Área Crítica. Recorreu-se para tal, à utilização de um modelo numérico em conjunto com o método analítico de *Ghyben-Herzberg*, de forma a prever-se o comportamento do aquífero, bem como a respectiva possibilidade de ocorrência de intrusão salina. Pretende-se que os resultados obtidos possam contribuir para a ajuda na tomada de decisão por parte da APA IP-ARH Algarve relativamente às medidas que visa implementar aquando da aplicação do PEGA para este sistema. As simulações indicaram um aumento extensivo da intrusão salina em todos os cenários de exploração, no entanto, existe alguma incerteza em relação à informação obtida, visto que a intrusão salina pode estar sobrestimada ou exagerada. Contudo seria aconselhável uma limitação rigorosa da extracção de água e os limites da Área Crítica, mantidos ou aumentados.

**Palavras-Chave:** intrusão salina; sobreexploração; Área Crítica; sistema aquífero da Campina de Faro; modelo numérico.

## 1. INTRODUÇÃO

A elevada extracção de água subterrânea que possibilita o abastecimento da forte densidade populacional, residente e turística bem como das áreas agrícolas, incitou num passado recente o aparecimento de casos de intrusão salina e consequentemente degradação de alguns sistemas aquíferos costeiros localizados na região do Algarve. De forma a garantir a boa qualidade da água e reduzir a probabilidade de ocorrência deste fenómeno, foram feitos esforços por parte da APA IP-ARH Algarve na década de 90 para identificar e delimitar áreas onde a probabilidade de ocorrência de intrusão salina era mais elevada (Área Crítica), tendo sido impostas interdições ao aumento da extracção de água nestes locais como forma de prevenção (Reis & Gago, 2013).

A intrusão salina consiste na entrada ou deslocamento da água salgada para o interior de aquíferos costeiros, quando o equilíbrio entre a água salgada e doce é afectado por alterações nos regimes de escoamento da água doce, podendo dever-se a causas naturais ou antropogénicas (Werner et al., 2013). Assim sendo, torna-se essencial compreender como é que estas alterações podem afectar a interface entre a água salgada e doce. Uma das ferramentas mais eficazes na gestão e análise dos recursos hídricos subterrâneos são os modelos numéricos, dado que, com a sua aplicação é possível prever a reacção de um aquífero aquando de uma determinada alteração, quer no seu regime de exploração quer numa possível interferência provocada por uma alteração climática (Scanlon et al., 2003). Na modelação, o estudo da intrusão salina pode ser abordado essencialmente de três formas: 1) ignorando a existência da interface; 2) aplicando métodos analíticos em conjunto com modelos numéricos quando se pretende fazer análises à escala regional (determinando a localização da interface), como é o caso deste trabalho; 3) utilizando modelos de transporte (*Dispersed Interface Approach*).

## 2. ENQUADRAMENTO

Nos últimos anos, tem-se verificado um aumento da procura de novas áreas agrícolas em zonas susceptíveis de ocorrência de intrusão salina, facto este corroborado pela intensificação do número de pedidos à APA IP-ARH

Algarve para novos licenciamentos de pontos de extracção em locais abrangidos pela Área Crítica. Face a esta problemática e ao dever de cumprir as normas europeias, esta entidade propõe a implementação de um Plano Específico de Gestão da Água (PEGA), de modo a serem indexadas algumas medidas, como por exemplo, melhorar a eficácia das regras de licenciamento para captações em zonas abrangidas pela Área Crítica, bem como a redefinição dos seus limites (Reis & Gago, 2013).

Dado que o sistema aquífero da Campina de Faro é abrangido pela Área Crítica, é essencial prever o seu comportamento em situações de aumentos de extracção de água. Este sistema situa-se na região do Algarve e compreende uma área total de 86,4 km$^2$, abrangendo três concelhos: Faro, Loulé e Olhão (Fig. 1). Os seus limites são: a Norte as formações do Cretácico e do Jurássico, a Sul a Ria Formosa/Oceano Atlântico, a Este a ribeira de Marim nas proximidades da cidade de Olhão e a Oeste o sistema aquífero de Quarteira (Almeida et al., 2000).

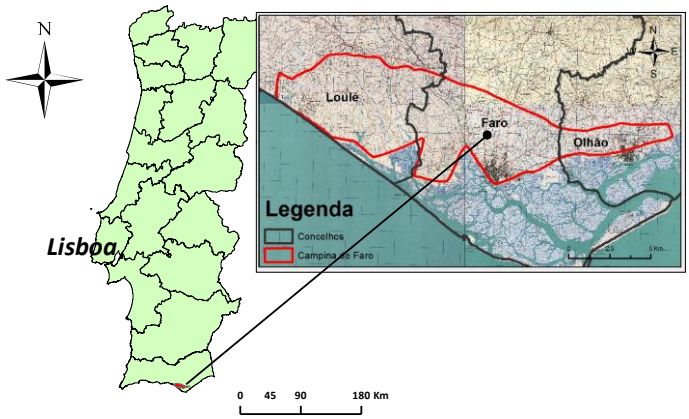



Fig. 1. Sistema aquífero da Campina de Faro e a sua localização

Segundo Stigter, (2005), do ponto de vista hidrogeológico, o sistema aquífero da Campina de Faro é composto por três aquíferos. O aquífero mais antigo e profundo, também designado por primeiro aquífero é formado por calcários, margas e dolomites do Cretácico. O segundo aquífero, semi-confinado/confinado tem na sua formação calcarenitos e arenitos do Miocénico presentes numa estrutura do tipo *graben* (depressão de origem tectónica), enquanto o terceiro aquífero, freático é composto por areias finas do Miocénico e cascalheiras do Plio-Quaternário. Este último aquífero apresenta características freáticas devido à presença de uma fina camada de argila do Holocénico que lhe está sobreposta, insuficiente para lhe conferir propriedades confinantes.

O balanço hídrico (entradas e saídas) de todo o sistema ainda é alvo de uma grande incerteza nos dias de hoje, sobretudo devido ao desconhecimento da forma de distribuição e do volume de água que entra através de transferências originárias de outros sistemas aquíferos localizados a Norte, nomeadamente nas formações do Cretácico e do Jurássico (Alcobia et al., 2013).

## 3. METODOLOGIA

A metodologia de suporte ao desenvolvimento deste trabalho seguiu as seguintes etapas: a primeira etapa consistiu no tratamento dos dados de informação geográfica e piezométrica de todo o sistema, seguindo-se a elaboração de um modelo numérico de elementos finitos através da utilização de um programa de modelação específico, FEFLOW. Posteriormente procedeu-se à simulação dos diferentes cenários de exploração.

Para a elaboração do modelo numérico foi necessário impor-se potenciais hidráulicos nas condições de fronteira (tipo *Dirichlet*) na vertente Norte, face à indefinição da quantidade de água que entra no sistema da Campina de Faro proveniente de outros aquíferos. Assim sendo, considerou-se a origem das transferências os sistemas M9 (Almancil-Medronhal) e M11 (Chão de Cevada-Quinta de João de Ourém), devido ao facto da investigação realizada por Almeida et al., (2000) sugerir que estes são constituídos essencialmente por calcários do Jurássico Superior e do Cretácico Superior respectivamente. Também foram adicionadas condições de fronteira a Sul, correspondentes ao Oceano Atlântico e à Ria Formosa, todavia não foram aplicadas condições para as ribeiras. Considerou-se os valores da recarga e da extracção total estimados pela APA IP-ARH Algarve (cerca de 10,8 hm$^3$/ano) e um valor uniforme de transmissividade de 750 m$^2$/dia (valor da mediana calculado por Almeida et al., 2000). Com vista à simplificação do modelo numérico, por um lado considerou-se o sistema como um só aquífero e por outro, a distribuição espacial dos parâmetros hidráulicos responsáveis pela caracterização do sistema não foi alvo de calibração.

Concluído o processo de construção do modelo numérico, simulou-se em regime permanente o sistema aquífero da Campina de Faro para os diferentes cenários de exploração, tendo sido aplicado posteriormente o método

analítico de *Ghyben-Herzberg* de forma a obter-se a localização da interface entre a água doce e salgada. A equação deste método apresenta-se da seguinte forma (Fetter, 2001):

$$z = \frac{p_w}{p_s - p_w} h \qquad [Eq.\ 1]$$

onde $z$ representa a cota a que a água salgada se encontra abaixo do nível do mar [L], $h$ exprime a elevação do nível freático acima do nível do mar [L], $\rho_w$ a densidade da água doce $[M/L^3]$ e por fim $\rho_s$ a densidade da água salgada $[M/L^3]$.

Os cenários de exploração deste trabalho são:

- Cenário 1- área regada actual;
- Cenário 2 - área regada actual + área de cultivo abandonada;
- Cenário 3 - área regada actual + área de cultivo abandonada dentro da RAN (Reserva Agrícola Nacional);
- Cenário 4 - área regada actual + área de cultivo abandonada dentro da Área Crítica;
- Cenário 5 - área regada actual + área de cultivo abandonada dentro da RAN e da Área Crítica.

A *área de cultivo abandonada* corresponde a antigas zonas agrícolas que actualmente estão abandonadas ou em desuso. Nos cenários hipotéticos (2, 3, 4 e 5) considerou-se que estas seriam novamente reaproveitadas como áreas de cultivo de citrinos com uma dotação estipulada de 4500 $m^3$/ha.ano.

Na Tab. 1 está representada a informação fornecida pela APA IP-ARH Algarve, que foi usada na simulação dos diferentes cenários.

Tab. 1. Recarga, extracções, balanços, área total de rega e pontos de extracção

| **Cenário** | **Recarga (Entra) $hm^3$/ano** | **Extracção (Sai) $hm^3$/ano** | **Balanço (Entra – Sai) $hm^3$/ano** | **Área de Rega Total ha** | **Pontos de Extracção** |
|---|---|---|---|---|---|
| Cenário 1 | 10,8 | 10,8 | 0 | 1443 | 380 |
| Cenário 2 | | 28,2 | - 17,4 | 5239 | 576 |
| Cenário 3 | | 18,9 | -8,1 | 3717 | 539 |
| Cenário 4 | | 21,5 | -10,7 | 4829 | 562 |
| Cenário 5 | | 15,6 | -4,8 | 3328 | 528 |

## 4. RESULTADOS

Os resultados (Fig. 2) foram influenciados pelo modelo numérico utilizado, dado que este sistematicamente subestimou a piezometria de referência. A não calibração da distribuição espacial dos parâmetros hidráulicos e a consideração do sistema como sendo constituído por um só aquífero, podem ter influenciado o modelo. No cenário 1, os valores indicam que na parte central do sistema é possível observar-se um caso de intrusão salina do tipo *upconing*. A presença deste fenómeno é visível devido ao facto da interface não ir mais além da cota -20 metros, voltando à cota de 0 metros na zona do cone de depressão. Todavia, desconhece-se a existência de registos de ocorrência deste fenómeno na realidade. Nos restantes cenários, é bem visível o aumento da extensão da intrusão salina face à elevada extracção de água que lhes estão associados. Devido à sobreexploração do sistema, nos cenários 2, 3 e 4 estimaram-se quantidades de água que entram nas condições de fronteira a Norte, superiores à das recargas máximas consideradas para os sistemas M9 e M11. A origem deste problema pode estar relacionada com os factores referidos anteriormente aquando da construção do modelo numérico; de não terem sido impostos limites nas condições de fronteira, ou ainda, por não ter sido usado um outro tipo de condição, como por exemplo a de *Neumann* (*second-type flux*).

Na Fig. 2 está representada a localização da interface entre a água doce e salgada no sistema da Campina de Faro nos diferentes cenários. As isolinhas representam as cotas da interface em relação ao nível médio do mar.

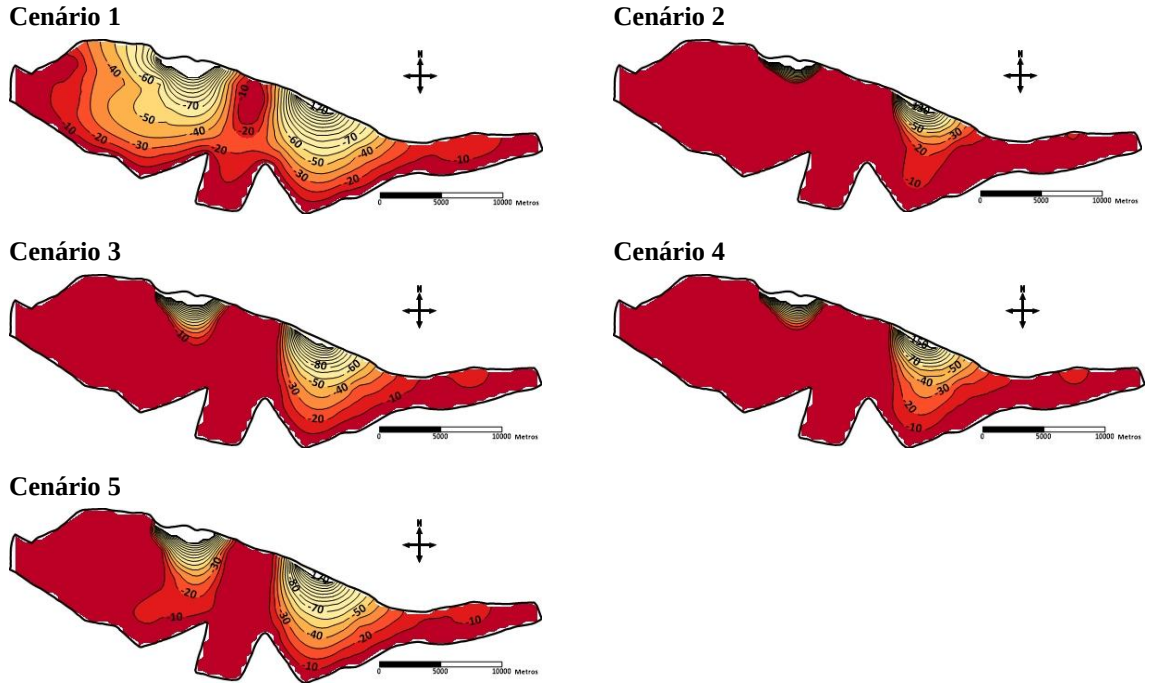



Fig. 2. Cotas das interfaces (metros) em relação ao nível médio do mar nos diferentes cenários de exploração

## 5. CONCLUSÕES

No geral as simulações indicam um aumento extensivo da intrusão salina em todos os cenários de exploração, embora a recarga tenha sido sobrestimada em três dos cenários objecto de análise. Ainda que os resultados apresentem uma grande incerteza, seria aconselhável uma limitação severa da extracção de água neste sistema, mantendo ou aumentando a extensão considerada como Área Crítica. Em trabalhos futuros será fundamental definir-se um programa experimental de forma a quantificar a recarga (quer por transferências com outras massas de água subterrâneas, quer por infiltração dos leitos das ribeiras) e ainda calibrar a distribuição espacial dos parâmetros hidráulicos no modelo numérico de modo a obter-se resultados mais representativos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alcobia S, Bettencourt P, Monteiro JP, Chambel A, Nunes L, Martins R, Silva MO, Sena C, Duque J (2013) As Águas Subterrâneas nos Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas do Sul de Portugal - Estado, Pressões e Medidas. Actas do 11º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa (SILUSBA). Maputo, Moçambique. Org. APRH, ABRH, AMCT, INGRH. p. 12.

Almeida C, Mendonça JJL, Jesus MR, Gomes AJ (2000) *Sistema Aquíferos de Portugal Continental*, Lisboa, Portugal: INAG.

Fetter CW (2001) *Applied Hydrogeology* 4th ed., New Jersey, USA: Prentice Hall.

Reis E & Gago C (2013) Plano Específico de Gestão da Água (PEGA) na Área Crítica do Algarve - Contributos para a sua elaboração. In Livro de resumos do 9° Seminário sobre Águas Subterrâneas. Campus de Caparica: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, pp. 57-60.

Scanlon BR, Mace RE, Barrett ME, Smith B (2003) Can we simulate regional groundwater flow in a karst system using equivalent porous media models? Case study, Barton Springs Edwards aquifer, USA. *Journal of Hydrology*, 276(1-4), pp. 137–158.

Stigter TY (2005) *Integrated Analysis of Hydrogeochemistry and Assessment of Groundwater Contamination Induced by Agricultural Practices*. Dissertação para a obtenção do grau de Doutor em Ciências de Engenharia, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico. Lisboa. Portugal. p. 195.

Werner AD, Bakker M, Post VEa., Vandenbohede A, Lu C, Ataie-Ashtiani B, Simmons CT, Barry Da (2013) Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, 51, pp. 3–26

# EXTENSÃO OFFSHORE DA DESCARGA SUBMARINA DA ÁGUA DOCE DO SISTEMA AQUÍFERO ALBUFEIRA-RIBEIRA DE QUARTEIRA (M6)

**Rui HUGMAN[1], José Paulo MONTEIRO[1], Tibor STIGTER[2]**

*1. Universidade do Algarve, Faro, rthugman@gmail.com, jpmontei@ualg.pt*
*2. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands, t.stigter@unesco-ihe.org*

**RESUMO**

Para além de constituir uma fonte de água para rega e abastecimento humano disperso em numerosas residências e urbanizações, a água subterrânea do sistema aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira (M6) alimenta o caudal de base da Ribeira de Quarteira e ainda a descarga submarina de água doce (DSA) para o mar através da plataforma continental. Esta descarga submarina ocorre, na forma de nascentes inter e sub-tidais, conhecidas popularmente como "Olhos de Água", contribuindo para a biodiversidade na zona costeira. Durante o projecto FREEZE (Ref. PTDC/MAR/102030/2008), para além de descargas pontuais concentradas tradicionalmente conhecidas, foram detectados vários indícios de potenciais descargas submarinas de água doce (difusas e concentradas) a vários quilómetros da costa. A ocorrência de DSA a estas distâncias da costa pode ser explicada pela existência de uma camada parcialmente confinada, que justificaria a extensão *offshore* da descarga de água doce. Para testar esta hipótese foi desenvolvido um modelo numérico de fluxo e transporte de densidade variável. Dada a elevada exigência computacional da aplicação deste tipo de modelos, numa primeira fase, iniciou-se a investigação de configurações simplificadas, em corte vertical, para validar preliminarmente, soluções conceptuais bidimensionais. Os resultados foram comparados com valores observados de piezometria e potencial extensão de DSA. As simulações confirmam a existência de potencial para a ocorrência de DSA a vários quilómetros da costa para uma gama de valores de condutividade hidráulica aceitáveis para o sistema, sendo no entanto elevado o grau de incerteza associado a estes resultados. Os resultados indicam ainda a existência de um potencial reservatório de água doce que não é tido em conta nos actuais esquemas de gestão de recursos hídricos à escala regional.

**Palavras-Chave:** Aquíferos costeiros; modelos numéricos; densidade variável; descarga de água doce submarina; intrusão salina.

## 1. INTRODUÇÃO

As descargas submarinas de água (DSA) são actualmente reconhecidas como tendo um impacto significativo sobre o ambiente marinho costeiro, em particular em zonas onde a contribuição das águas superficiais tem características sazonais ou efémeras (Johannes 1980; Taniguchi et al. 2002; Price et al. 2006; Andersen et al. 2007). No Algarve, estudos recentes identificaram a contribuição das DSA para o transporte de nutrientes para a Ria Formosa (Stigter et al. 2007; Leote et al. 2008; Ibánhez et al. 2010) e para o aumento da biodiversidade de ecossistemas costeiros (Encarnação et al. 2013). Em aquíferos freáticos as DSA ocorrem como nascentes ou descarga difusa ao longo da linha da costa, podendo estender-se algumas centenas de metros para fora da faixa costeira. Em sistemas separados do mar por uma camada confinante ou de baixa permeabilidade as DSA podem ocorrer a centenas de quilómetros da costa (Kooi and Groen 2001; Bakker 2006; Post et al. 2013). A água doce no aquífero pode percolar de forma difusa através da camada confinante ao longo de áreas extensas, ou sob a forma de nascentes submarinas em aquíferos carbonatados.

O projecto de investigação FREEZE (Ref. PTDC/MAR/102030/2008) que decorreu entre 2011 e 2013 teve como âmbito o estudo das nascentes submarinas de Olhos d'Agua associadas ao aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira (ARQ) no Algarve. Durante o estudo foram identificados vários indicios que sugerem a ocorrência de DSA a vários quilometros da costa de Albufeira, no entanto sem resultados definitivos. O presente artigo descreve a fase inicial do desenvolvimento de um modelo numérico de escoamento e transporte com densidade variável do sistema aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira (ARQ) com o objectivo de testar o potencial para a ocorrência de DSA ao largo da costa de Albufeira. Modelos numéricos de escoamento e transporte de densidade variável requerem um elevado grau de detalhe e, consequentemente, um elevado refinamento da discretização espacial e temporal que levam a um elevado consumo de tempo para execução dos programas de cálculo o que torna o seu custo proibitivo em estudos de escala regional. Assim sendo, esta primeira fase visa reduzir a incerteza em relação ao funcionamento das várias formações hidrogeológicas aplicando um modelo em corte

bidimensional vertical simplificado para testar o modelo conceptual do sistema e contribuindo para o primeiro passo no desenvolvimento de um modelo 3D capaz de representar a variabilidade horizontal e vertical do sistema.

## 2. ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO

As primeiras descrições do sistema aquífero ARQ (Fig. 1) foram efectuadas por Almeida e Silva (1990) e Almeida et al. (2000). As formações produtivas são compostas por rochas detríticas-carbonatadas do Miocénico e Jurássico superior (doravante referidas como miocénico e jurássico) com espessuras de 30-85m e cerca de 650m respectivamente. Estas formações são na maior parte separadas por uma camada pouco permeável do cretácico (Almeida et al. 2000; Francés et al. 2014). Em alguns sectores, o miocénico assenta directamente sobre o jurássico podendo existir assim conexão hidráulica entre as duas formações produtivas (Almeida et al., 2000). O miocénico está parcialmente coberto por formações do plio-quaternário (10-30 m de espessura), pouco permeáveis, sendo confinantes nalguns locais. A geometria dos sistemas aquíferos tradicionalmente definida para o sistema aquífero em estudo é, arbitrariamente limitada a Sul pelo oceano, e a Norte pela flexura de Algibre.

Um ressalto na piezometria indica que o sistema apresenta uma compartimentação que coincide com afalha de S. Marcos da Serra-Quarteira com direcção NW-SE, na qual se instala o sector terminal da ribeira de Quarteira. O ARQ é limitado a Oeste pela falha N-S de Albufeira e o diapiro de Albufeira. A direcção de fluxo é predominantemente N-S, com a zona de descarga principal ao longo da costa. Nas formações jurássicas do ARQ existe uma componente de fluxo que se dirige para N e NE.

Almeida et al. (2000) estimou a recarga do ARQ em $8.7x10^6$ $m^3$/ano, sendo que as principais áreas de recarga coincidem com os afloramentos das formações jurássicas a Norte. Estas formações prolongam-se para Sul, separadas do mar pelas camadas sobrejacentes. Dada a baixa permeabilidade das formações do cretácico, é concebível que a pressão gerada pela massa de água doce no aquífero jurássico semi-confinado seja suficiente para afastar a massa de água salgada da costa, e de seguida percolar até à superfície (Fig. 1, lado direito).

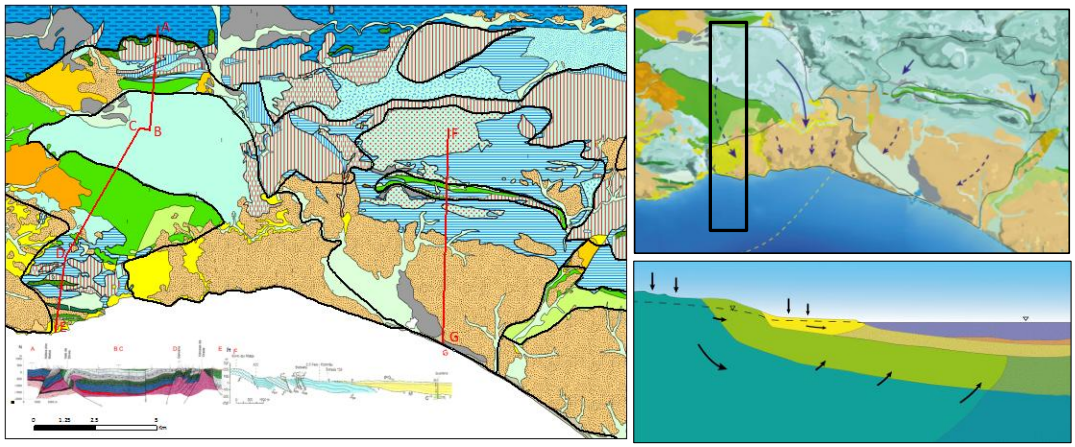


Fig. 1 Mapa e cortes geologicos da área de estudo adaptados de Manupella (1992) e Manupella et al. (2007) (esquerda) e modelo conceptual do funcionamento do sistema (direita).

## 3. MODELO NUMÉRICO DE ESCOAMENTO E TRANSPORTE

Foi desenvolvido um modelo de escoamento e transporte subterrâneo com densidade variável em elementos finitos, com base no código FEFLOW 6.2 (Diersch 2014). Gerou-se uma rede representativa de um corte vertical do sistema, usando como base o modelo hidrogeológico desenvolvido por Francés et al. (2014) e com uma extensão de 15 km para além da linha de costa. Este modelo serve apenas como um exercício teórico, não sendo necessariamente representativo da realidade, dado que o sistema tem uma grande heterogeneiedade lateral (i.e. varia de espessuras, litologias, extracções, etc. de Este para Oeste) e portanto uma representação em duas dimensões nunca será adequado para o descrever de forma completa.

Valores uniformes de condutividade hidraulica foram atribuídos as camadas litológicas do Jurassico, Cretácico e Miocénico. Para as duas camadas aquíferas foram obtidos valores calculados a partir de dados de ensaios de bombagem e estimados a com base em dados biliograficos de transmissividades e profundidades médias das captações. O valor de condutividade para a camada confinante (Cretácico) foi obtido através de uma calibração manual por tentativa e erro. Aplicou-se uma porosidade efectiva de 0.3, de acordo com valores referidos em Silva (1988). Assumiu-se dispersividade longitudinal de 10m e dispersividade transversal de 1m, e um rácio

entre a densidade de água doce e água do mar de 0.025. A interface com o fundo do mar foi representada através de condições de fronteira de potencial imposto para o escoamento e concentração constante para transporte de massa. Simulações foram corridas até aproximarem condições de regime permanente.

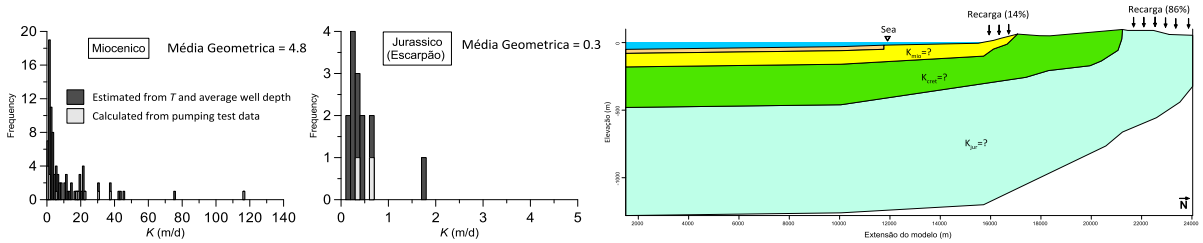



Fig. 2 Histograma de valores de condutividades hidraulicas estimadas a partir de registos bibliográficos e calculadas a partir de ensaios de bombagem (esquerda) e zonamento das zonas de condutividade hidráulica constante (direita).

## 4. RESULTADOS E COMENTÁRIOS FINAIS

A Fig. 3 apresenta a distribuição da fracção de água do mar resultante da simulação cujos valores de potencial hidráulico e extensão de DSA mais se aproximam de valores observados. Os resultados das simulações preliminares confirmam o potencial para a ocorrência de DSA ao largo da costa de Albufeira, proveninente das formações do Jurrássico do sistema aquífero ARQ, considerando uma condutividade hidráulica de 0.05 m/d no cretácico. Observa-se uma cunha de água doce que se estende até cerca de 5km da costa nas formações do Jurássico e Cretacico. Ao alcançar a camada permeável no leito do mar (Miocénico), formam-se plumas verticais onde as saídas de água doce são concentradas. Dado o facto de na realidade se estar em presença de litologias carbonatadas (e não um meio homogéneo, como representado no modelo), na prática, estas saídas serão condicionadas pela presença de fracturas ou condutas de dissolução e não apenas pelo equilíbrio entre o peso da água salgada e o fluxo de água doce. Cerca de 40% da descarga ocorre ao longo desta extensão, com 60% concentrada nas primeiras centenas de metros junto à costa.

Salienta-se novamente que estas simulações consistem num exercício teórico, servindo apenas como uma *prova de conceito* para corroborar as observações de campo, e não são necessariamente representativos de uma simulação fiável da realidade. No entanto, estes resultados sugerem que existe uma reserva de água doce profunda que não se encontra em exploração. A maioria da extração do ARQ é feita no aquifero miocénico, no qual têm ocorrido problemas de qualidade no passado. Confirmar a sua existência seria de interesse para a gestão de recursos na área.

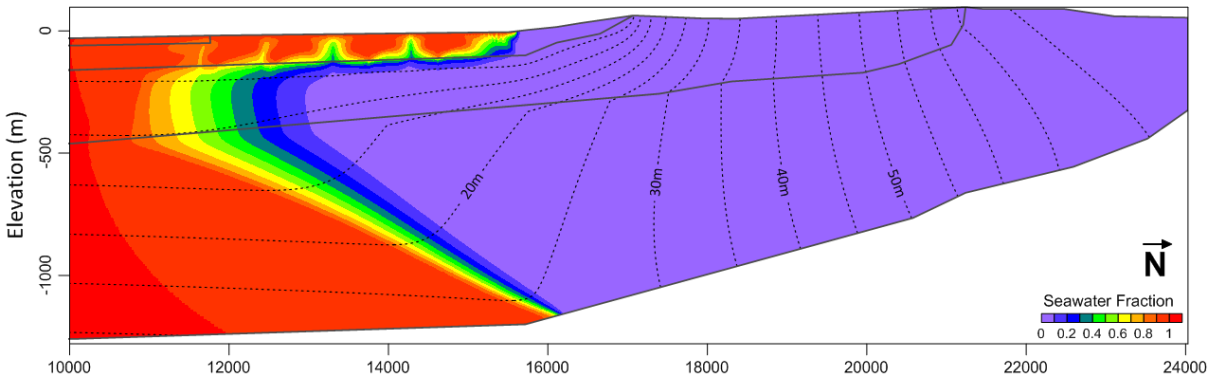



Fig. 3 Valores simulados da distribuição espacial da fracção de água do mar no modelo em corte vertical do ARQ.

## AGRADECIMENTOS

O primeiro autor deseja agradecer à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) pela bolsa de doutoramento SFRH/BD/80149/2011, e ainda à DHI por fornecer a licença de estudante para o *software* FEFLOW.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Almeida C, Mendonça JJL, Jesus MR, Gomes AJ (2000) Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. INAG, Lisbon

Almeida C. e M., Silva L (1990) Hidrogeologia do Miocénico entre Albufeira e Ribeira de Quarteira. Geolis IV:199–216.

Andersen MS, Baron L, Gudbjerg J, et al. (2007) Discharge of nitrate-containing groundwater into a coastal marine environment. J Hydrol 336:98–114. doi: 10.1016/j.jhydrol.2006.12.023

Bakker M (2006) Analytic solutions for interface flow in combined confined and semi-confined, coastal aquifers. Adv Water Resour 29:417–425. doi: 10.1016/j.advwatres.2005.05.009

Diersch HJG (2014) FEFLOW: Finite Element Modeling of Flow, Mass and Heat Transport in Porous and Fractured Media. 996.

Encarnação J, Leitão F, Range P, et al. (2013) The influence of submarine groundwater discharges on subtidal meiofauna assemblages in south Portugal (Algarve). Estuar Coast Shelf Sci 130:202–208. doi: 10.1016/j.ecss.2013.04.013

Estrela T, Marcuello C, Iglesias A (1996) Water Resources Problems in Southern Europe. 49.

Fetter CW (2000) Applied Hydrogeology, 4th ed. 598.

Francés AP, Ramalho EC, Fernandes J, et al. (2014) Hydrogeophysics contribution to the development of hydrogeological conceptual model of coastal aquifers – Albufeira-Ribeira de Quarteira aquifer case study. 8a Assem. Luso Esp. Geod. e Geofis. Evora, pp 533–542

Giorgi F (2006) Climate change hot-spots. Geophys Res Lett 33:L08707. doi: 10.1029/2006GL025734

Ibánhez JSP, Leote C, Rocha C (2010) Porewater nitrate profiles in sandy sediments hosting submarine groundwater discharge described by an advection–dispersion-reaction model. Biogeochemistry 103:159–180. doi: 10.1007/s10533-010-9454-1

Johannes R (1980) The Ecological Significance of the Submarine Discharge of Groundwater. Mar Ecol Prog Ser 3:365–373. doi: 10.3354/meps003365

Kooi H, Groen J (2001) Offshore continuation of coastal groundwater systems ; predictions using sharp-interface approximations and variable-density ¯ ow modelling. 246:19–35.

Leote C, Ibánhez JS, Rocha C (2008) Submarine Groundwater Discharge as a nitrogen source to the Ria Formosa studied with seepage meters. Biogeochemistry 88:185–194. doi: 10.1007/s10533-008-9204-9

Post VE a, Groen J, Kooi H, et al. (2013) Offshore fresh groundwater reserves as a global phenomenon. Nature 504:71–8. doi: 10.1038/nature12858

Price RM, Swart PK, Fourqurean JW (2006) Coastal groundwater discharge – an additional source of phosphorus for the oligotrophic wetlands of the Everglades. Hydrobiologia 569:23–36. doi: 10.1007/s10750-006-0120-5

Santos FD, Miranda P (2006) Alterações climáticas em Portugal. Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação (Climate change in Portugal. Scenarios, Impacts and Adaptation Measures) – Project SIAM II. 500.

Stigter T, Bento S, Varanda M, et al. (2012) Comparative assessment of climate change versus socio-economic development as drivers of freshwater availability in the South of Portugal. 1–5.

Stigter T, Dill AC, Malta E, Santos R (2007) Nutrient sources for green macroalgae in the Ria Formosa lagoon – assessing the role of groundwater. In: Ribeiro L, Chambel A, Condesso de Melo MT (eds) Hydrogeol. - Groundw. Ecosyst. Lisbon, Portugal, pp 153–168

Taniguchi M, Burnett WC, Cable JE, Turner J V. (2002) Investigation of submarine groundwater discharge. Hydrol Process 16:2115–2129. doi: 10.1002/hyp.1145

# APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE INFERÊNCIA FUZZY PARA CLASSIFICAR E MAPEAR A VULNERABILIDADE DE AQUÍFEROS

**Erico LISBOA, Jorge CARVALHO, Manuel FIGUEIREDO**

*Fac. Eng. Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias, s/n, dec12006@fe.up.pt, jorcarv@fe.up.pt, mpfiguei@fe.up.pt*

**RESUMO**

O objetivo desse trabalho é classificar e mapear a vulnerabilidade de aquíferos. Para alcança-lo, cumpriu-se três etapas: (i) Construção de sistemas de inferência *fuzzy* (SIF). Essa etapa foi caracterizada por três fases: (a) fuzzificação; adotam-se três parâmetros hidrogeológicos (*input*) e obtem-se um índice de vulnerabilidade (*output*); (b) inferência, utilizando-se os métodos Mamdani e Larsen; (c) desfuzzificação, gera-se um produto final, obtido por um método inverso à operação *fuzzy*. (ii) Simulação por método de Monte Carlo. Nessa etapa gerou-se dez mil números aleatórios dos parâmetros *input*. Esse procedimento foi adotado para testar qual a probabilidade de cada SIF em classificar o aquífero nos graus: insignificante, baixa, média, alta e de extrema vulnerabilidade; e, quantificar a sensibilidade de cada parâmetro na composição final do índice. (iii) Interpolação dos valores obtidos pelos SIF. Nessa etapa, mapea-se a vulnerabilidade, e; quantifica-se o desempenho da interpolação por validação cruzada, via indicadores estatísticos. Os SIF foram aplicados na região amazônica, norte do Brasil, escolha justificada com vista a protecção dos recursos hídricos subterrâneos; pois, nessa região localiza-se uma das maiores reservas subterrâneas de água doce do mundo, o sistema aquífero Alter-do-Chão. Assim, catalogou-se 9.840 poços, cujos dados foram relativos aos parâmetros que compõem o índice GOD. Os resultados apresentaram-se como excelente estratégia de gestão e planeamento das águas subterrâneas.

**Palavras-Chave:** Sistema de inferência *fuzzy*; simulação estocástica; probabilidade; vulnerabilidade natural.

## 1. INTRODUÇÃO

A definição de vulnerabilidade de aquíferos enquadra-se numa base de conhecimento hidrogeológico geral do transporte de contaminantes, quantificada por sistemas de indexações (NRC, 1993). Dentre esses, destacam-se os sistemas de indexação intrínseca ou natural, posto que representam uma das ferramentas mais utilizadas nas primeiras fases de planeamento dos recursos hídricos subterrâneos. Esses sistemas consideram as características físicas e climáticas do meio hidrogeológico, e caracterizam-se por serem lineares, categorizando classes relativas em atributos qualitativos, por ponderação ou não de parâmetros hidrogeológicos. O produto final, i.e. o índice, permite a classificação da vulnerabilidade em determinados graus, susceptíveis, ou não, a contaminação (*e.g.* Aller et al., 1987, entre outros).

Genericamente, um sistema de indexação é estrurado da seguinte maneira: o fenómeno, i.e. a vulnerabilidade natural; é representado por um índice *Y*, resultante de um processo que integra um conjunto de parâmteros de entrada, $X = (x_1, x_2,...x_n)$. Esse formato impõe aos sistemas uma natureza subjetiva, caracterizando-os como determinísticos e conceptuais. Tais sistemas são conceptuais, porque buscam uma interpretação física para os diversos subprocessos envolvidos para estimar a vulnerabilidade; e são determinísticos, porque não consideram as variáveis como aleatórias, i.e. para um conjunto conhecido de *X* (ignorando suas propriedades estocásticas), há um único conjunto de *Y*. Essas limitações podem ser superadas, a partir da aplicação de sistemas inteligentes e simulações estocásticas. A introdução de sistemas inteligentes, nomeadamente SIF e funções de reconhecimento de padrão *fuzzy*, tem sido utilizado para classificar a vulnerabilidade natural de aquíferos, diminuindo as incenterzas e subjetividades (e.g. Shouyu & Guangtao 2003; Afshar et al. 2007).

Contudo, a natureza determinística caracteriza tais sistemas como não probabilísticos. Logo, a integração com métodos de simulação estocástica apresenta-se como vantajosa por dois aspectos: (i) quantifica-se a sensibilidade de cada parâmetro hidrogeológico, *X;* na composição de *Y*, e (ii) obtem-se a função densidade de probabilidade da vulnerabilidade. Portanto, essa vantagem permite a estimação da probabilidade de classificação do grau de vulnerabilidade de um aquífero, para cada sistema clássico de inferência *fuzzy* adotado. Esses sistemas foram aplicados para classificar e, por meio de interpolação espacial; mapear o grau de vulnerabilidade na região que abrange a Amazônia brasileira, onde se concentra as maiores reservas subterrânea de água doce do mundo.

## 2. SÍNTESE HIDROGEOLÓGICA DA AMAZÔNIA BRASILEIRA

Souza et al. (2013) referiram que as informações sobre a hidrogeologia da região hidrográfica Amazônica são escassas; contudo, pode ser sintetizada por estudos geológicos das bacias sedimentares: Solimões e Amazonas. A bacia Amazonas abrange 615,6x10³ km², em que cerca de 67% dessa área aflora o sistema aquífero Alter-do-Chão, de volume saturado estimado em 33x10³ km³. A zona livre, até 50 m, é constituída por camadas argilosas, arenosas e areno-argilosas, de dimensões variadas e, a confinada até 290 m, é caracterizada por camadas mais arenosas e areno-argilosas (Souza e Verma, 2006). Na bacia Solimões aflora o sistema aquífero Iça-Solimões numa área de 948,6x10³ km², cujo volume saturado foi estimado em 7,2x10³ km³; em que arenitos inferiores tem espessura variando de 45 a 50 m (Souza et al., 2013). Embora, outras complexas formações estejam associadas na área de influência dos poços investigados; estudos hidrogeológicos na região norte ainda são incipientes. Portanto, classificar e mapear a vulnerabilidade desses aquíferos a contaminação, é questão relevante para o planeamento e gestão dos recursos hídricos amazônicos.

## 3. METODOLOGIA ADOTADA

A metodologia efetivou-se pelo cumprimento de três etapas: construção de dois SIF; integração da simulação de Monte Carlo; mapeamento da iso-vulnerabilidade. A construção dos SIF caracterizou-se pela fuzzificação, inferência e desfuzzificação. A fuzzificação define-se por atribuir variáveis linguísticas aos parâmetros e índice; e, escolher funções de pertinência (*merbership function*). As variáveis linguíntiscas dos parâmetros *input* foram atribuídas em baixa, média e alta (Lisbôa et al., 2013) e, do índice (*output*), utiliza-se os graus do sistema de indexação GOD (Foster & Hirata 1988). A escolha das funções de pertinência como gaussianas foi justificada pelo fato de que, tanto os intervalos de classes dos parâmetros confinamento ($x_G$), ocorrência litológica ($x_O$) e nível estático ($x_D$), como do índice são imprecisos, pois não se evidencia fronteiras bem definidas (Fig. 1).

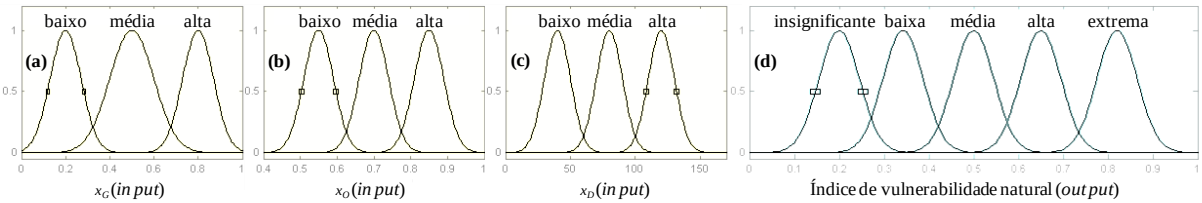



Fig. 1. Parâmetros *input* : (a) $x_G$; (b) $x_O$; (c) $x_D$; e, *output* (d) índice de vulnerabilidade.

A inferência, caracteriza-se pela relação entre *input* e *output*, sendo estabelecido 27 regras. O número de regras é igual a $x_i^{vl}$ ($x_i$, nº parâmetros e *vl*, nº variáveis linguística) (Afshar et al., 2007). Para cada regra, adota-se um operador matemático de interseção (mínimo), permitindo a interação entre *input*; e, união (máximo ou produto), proporcionando um resultado *output*. Assim, utilizam-se modelos clássicos de inferência, em que as sentenças "*IF*" e "*THAN*" são processadas por operações de mínimo-máximo (Mamdani) e mínimo-produto (Larsen). A desfuzzificação caracteriza-se pela transformação da variável linguística em valores numéricos. Portanto, os resultados *output*, advindos do processamento de cada regra e da operação de inferência, produzem um valor que se atribui ao índice de vulnerabilidade. Para concretizar esse procedimento, adotou-se o método do centróide. Assim, configurou-se dois SIF: Mamdani-centróide – SIF_MC; e, Larsen-centróide – SIF_LC.

A integração da simulação estocástica aos respectivos SIF, através do método de Monte Carlo, tornou possível quantificar a sensibilidade dos parâmetros $x_G$, $x_O$ e $x_D$, na composição do índice, pelo cálculo do coeficiente de correlação simples (*CSS*); e, obter a função densidade de probabilidade da vulnerabilidade. Para tanto, catalogaram-se 9.840 dados de poços, extraídos do Sistema de Informação de Águas Subterrâneas Brasileiras (SIAGAS); sendo quantificados atributos estatísticos de $x_G$, $x_O$ e $x_D$. O processo de simulação foi realizado pelo *software* Matlab®, através dos suplementos *toolboxe Logic Fuzzy* e *Simulink*. Assim, estima-se a probabilidade dos SIF de classificar graus de vulnerabilidade de aquíferos.

O mapeamento foi processado pela interpolação dos valores do índice GOD, SIF_MC e SIF_LC pelo *software* Surfer 9®, considerando a área de influência dos poços investigados de 1.156,065x10³ km², abrangendo 44,68% da região norte do Brasil; conscidente com as áreas de afloramento das formações Iça-Solimões e Amazonas, além de outras configurações hidrogeológicas regionais (*e.g.* formação barreiras, pós-barreiras e pirabas). Nesse processo utilizou-se o método *nearest neightbor*; quantificado o desempenho da interpolação por validação cruzada, através de dois indicadores estatísticos: *mean square error* (MSE) e *root mean square error* (RMSE).

## 4. RESULTADOS

Após catalogação de 9.840 dados hidrogeológico de poços, verificou-se que $x_G$ e $x_O$ se ajustavam à distribuição uniforme com valor mínimo e máximo respetivamente iguais a 0,2 e 1, e 0,4 e 1, e $x_D$, apresentou-se como normalmente distribuído, de valor médio igual a 18,21 m; e, desvio-padrão de 21,18 m; ratificado pelo teste

Kolmogorovi-Smirnov. Portanto, a partir desses atributos estatísticos, geraram-se 10.000 números aleatórios de $x_G$, $x_O$ e $x_D$, cujas distribuições estão ilustradas na Fig. 2. Essas distribuições alimentaram os SIF_MC e SIF_LC, resultando nas respectivas distribuições densidade de probabilidade da vulnerabilidade (Fig. 2d).

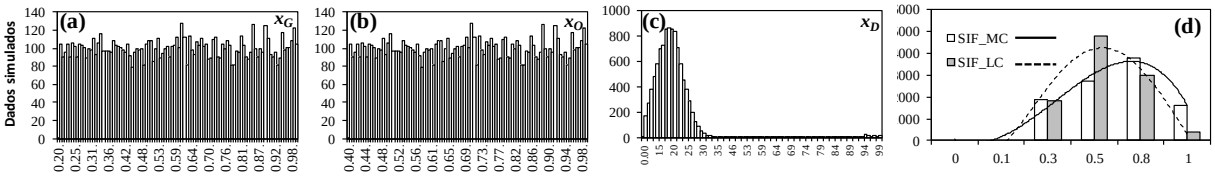



Fig. 2. Distribuição de frequência: (a) $x_G$; (b) $x_O$; (c) $x_D$ (m); (d) índice, obtido pós desfuzzificação

A densidade de probabilidade de SIF_MC foi ajustado pela distribuição LogNormal, enquanto que a densidade de SIF_LC foi ajustada por distribuição Normal. Assim, os resultadores permitiram classificar a probabilidade da vulnerabilidade natural dos aquíferos amazônicos em cinco graus, conforme a Tab. 1.

Tab. 1. Probabilidade dos SIF em classificar graus de vulnerabilidade

| Graus/ SIF | Probabilidade de classificação dos SIF em graus de vulnerabilidade | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | I (0-0,1) | B (0,1-0,3) | M (0,3-0,5) | A (0,5-0,8) | E (0,8-1) |
| SIF_MC | 1,02% | 3,54% | 19,77% | 39,33% | 15,94% |
| SIF_LC | 0,82% | 3,79% | 25,74% | 38,16% | 3,97% |

Portanto, as maiores probabilidades dos SIF são para classificar a vulnerabilidade como alta (A). O SIF_MC e SIF_LC apresentaram, respetivamente, 15,94% e 3,97% de probabilidade para classificar a vulnerabilidade como extrema (E). A probabilidade de classificação da vulnerabilidade como insignificante (I) e baixa (B) foram bastante semelhantes em ambos os sistemas. Contudo, SIF_LC indicou uma probabilidade de 25,74%, enquanto pelo SIF_MC foi de 19,77%, para classificar a vulnerabilidade como baixa (B).

A análise de sensibilidade, considerando o SIF_MC, revelou que $x_G$ é o mais sensível na composição do índice de vulnerabilidade, apresentando, em termos relativos, um *CSS* igual a 80,76%. Em seguida, o parâmetro $x_O$ apresentou valor de *CSS* igual a 25,74%, enquanto $x_D$ foi igual a 23,90%. Os valores de *CSS* não sofreram muitas alterações considerando o SIF_LC de tal modo que, o parâmetro $x_{G,}$ foi o que mais contribuiu para incerteza de quantificar a vulnerabilidade, seguido dos parâmetros $x_O$ e $x_D$, com valores iguais a 80,74%, 25,73% e 23,90%, respectivamente.

O mapeamento da área de influência, de densidade 0,009 poços/ km², circundou a bacia Solimões, delimitada pelo arco de Iquito (L1) e de Purus (L2), e bacia Amazonas, delimitada entre L2 e o arco de Gurupa (L3) (Fig. 3a). Assim, foram considerados os dados de poços no estado do Acre (AC), Amazonas (AM), Roraima (RR), Rondônia (RO), Pará (PA) e Amapá (AP). O estado Tocantins (TO) não foi considerado (Fig. 3a). Logo, o desempenho da interpolação do índice GOD, indicaram MSE igual a 0,0259, e RMSE igual a 0,1612 (Fig. 3b).

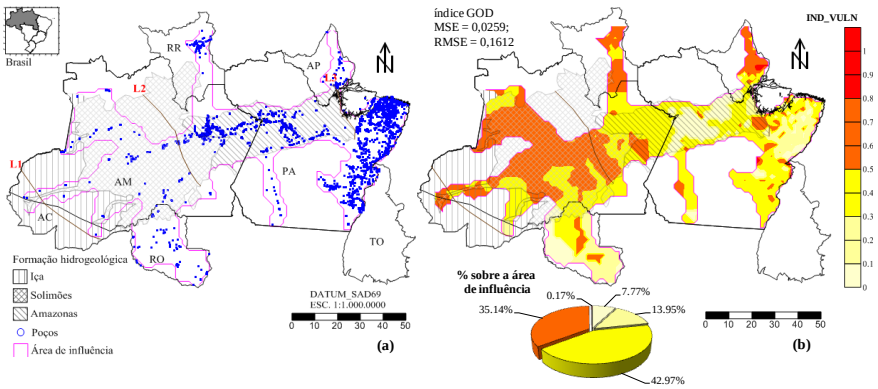



Fig. 3. (a) Região amazônica e área de influência; (b) Mapa da vulnerabilidade pelo índice GOD.

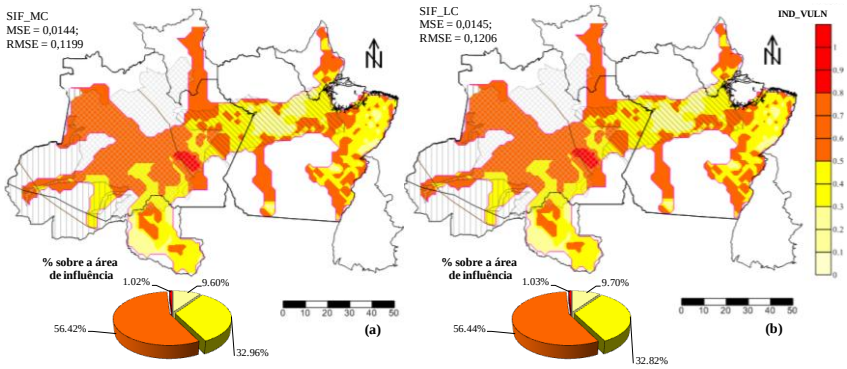



Fig. 4. Mapeamento da vulnerabilidade por: (a) SIF_MC; (b) SIF_LC.

Portanto, menos de 0,20% da área de influência foi classificada como de extrema vulnerabilidade, e; cerca de 43% como média vulnerabilidade (Fig. 3b). Quando aplicados os sistemas *fuzzy*, os erros de interpolação diminuiram. Desse modo, MSE e RMSE foram iguais a 0,0143 e 0,1199, para SIF_MC; e, 0,0145, e 0,1206, para SIF_LC, respectivamente. Por outro lado, a classificação da vulnerabilidade pelos SIF indicaram percentuais similares entre si, com destaque para o aumento da área mapeada de extrema vulnerabilidade em 1% (superando os 0,17% pelo índice GOD); e a não classificação do grau insiginificante (Fig. 4).

## 5. CONCLUSÕES

Os SIF apresentaram maior probabilidade para classificar a vulnerabilidade como alta. O parâmetro que mais contribuiu para incerteza de quantificar a vulnerabilidade foi $x_G$, seguido da $x_O$ e $x_D$. Quando comparado o índice GOD, o mapeamento da vulnerabilidade pelo SIF_MC agregou menores erros na interpolação. Essa constatação deve-se ao fato de que, com a introdução dos sistemas *fuzzy*, os parâmetros hidrogeológicos e o índice de vulnerabilidade foram interpretados por funções de pertinência de tal modo a, controlar os aspectos conceituais e as incertezas relacionadas a *input* e *output*, diminuindo os erros na interpolação. Desse modo, a metodologia adotada apresentou-se como excelente estratégia de planeamento e gestão dos recursos hídricos subterrâneos.

## AGRADECIMENTOS

A agência de financiamento brasileira (CNPq), pela atribuição da bolsa de doutoramento ao primeiro autor.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aller L, Bennet T, Lehr HJ, Petty JR, and Hackett G (1987). "DRASTIC; A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings."USEPA-600/2- 87-035, 622 pp;

Afshar A, Marino MA, Ebtehaj M, and Moosavi J (2007). Rule-Based Fuzzy System for Assessing Groundwater Vulnerability. Journal of Environmental Engineering, 133(5), pp.532–540.

Foster SSD & Hirata RCA (1988). Groundwater pollution risk assessment; a methodology using available data. In Groundwater pollution risk assessment; a methodology using available data. CEPIS.

Lisbôa ÉG; Barp ARB; Mendes RL (2013). Proposição Fuzzy-Geoestatística para o Mapeamento da Vulnerabilidade Intrínseca de Aqüíferos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.18, pp.111–123.

NRC (National Research Council) (1993). Groundwater vulnerability assessment: contamination potential under conditions of uncertainty. Washington, D.C.: National Academy Press.

Shouyu C & Guangtao F (2003). A DRASTIC-based fuzzy pattern recognition methodology for groundwater vulnerability evaluation. Hydrological Sciences Journal, 48(2), pp.211–220.

Souza LSB.; Verma OP(2006). Mapeamento de aquíferos na cidade de Manaus/AM (zonas norte e leste) através de perfilagem geofísica de poço e sondagem elétrica vertical. Revista Brasileira de Geociências, v. 19, n. 1, p. 111-127.

Souza EL; Galvão PH; Pinheiro CS; Baessa MP; Demétrio JG; Brito WR. (2013). Síntese da hidrogeologia nas bacias sedimentares do Amazonas e do Solimões: Sistemas Aquíferos Içá-Solimões e Alter do Chão. Revista do Instituto de Geociências – USP. Geol. USP, Série. científica., São Paulo, v. 13, n. 1, p. 10-117.

# ESCASSEZ HÍDRICA E RECARGA ARTIFICIAL DE AQUÍFEROS EM REGIÕES ÁRIDAS E SEMIÁRIDAS: CASO DE ESTUDO NA BACIA HIDROGRÁFICA DOS ENGENHOS, SANTIAGO-CABO VERDE

**Ruth MONTEIRO[1], Manuela SIMÕES[2]**

*1. Mestre em Engenharia e Gestão da Água, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Ruthdaniela7@hotmail.com*

*2. GeoBioTec, Departamento de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Campus da Caparica, 2829-516 Caparica, Portugal, mmsr@fct.unl.pt*

## RESUMO

A gestão sustentável de recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas é condicionada e difícil, devido à reduzida disponibilidade hidríca, em consequência das irregulares e escassas precipitações. O recurso à recarga artificial de aquíferos é de extrema importância na minimização do impacto da escassez na gestão.

Este trabalho consiste na avaliação das disponibilidades hídricas face às necessidades da população, para os diversos fins, na Bacia Hidrográfica dos Engenhos, na ilha de Santiago do Arquipélago de Cabo Verde, tendo por base o método do balanço hidrológico sequencial mensal, calculado a partir de 51 anos de registos consecutivos de precipitação e evapotranspiração estimada para as estações de Assomada e de Telhal.

Face às necessidades, a recarga artificial de aquíferos pode constituir um poderoso instrumento de gestão, devendo ser considerado pelos organismos da tutela para aumentar a quantidade e a qualidade da água disponível. Porém, a implementação desta técnica de injeção de água no meio subterrâneo obriga ao desenvolvimento de estratégias para melhorar o conhecimento hidrogeológico da região, bem como, de enquadramento legal ou de uma lei unitária que regulamente o seu uso.

**Palavras-Chave:** Recarga artificial de aquíferos; Redução da escassez hídrica; Bacia Hidrográfica dos Engenhos Santiago; Cabo Verde.

## 1. INTRODUÇÃO

O Arquipélago de Cabo Verde pertence à região semiárida do Planeta. É caracterizado por possuir reduzidas e escassas precipitações de onde resulta grande desigualdade entre a disponibilidade hídrica e as necessidades da população. A escassez hídrica é acrescida pelas condicionantes geográficas e geológicas inerentes às ilhas vulcânicas sendo, ainda, agravada pela intensa exploração dos recursos superficiais e subterrâneos existentes. Actividades económicas, com maior expressão no desenvolvimento turístico das ilhas, recorrem à técnica de dessalinização da água do mar e à captação subterrânea profunda, contribuindo de forma muito gravosa para situações de salinização dos aquíferos e intrusão salina.

Numa perspetiva de gestão eficiente e sustentável, torna-se necessário conhecer os recursos disponiveís na Bacia, bem como, procurar alternativas que aumentem a disponibilidade hídrica. A injeção de água no meio subterrâneo pode representar no futuro um poderoso instrumento na gestão sustentável e uso eficiente da água.

A recarga artificial de aquíferos tem sido utilizada em muitos países com condições geográficas semelhantes com diversas finalidades, designadamente para aumentar as reservas hídricas subterrâneas e a qualidade da água. São comuns situações de prevenção de fenómenos de intrusão salina em aquíferos costeiros, reciclagem de águas residuais, controlo de cheias e armazenamento de excedentes hídricos em meio subterrâneo nos períodos excedentários para serem utilizados em situações de seca ou escassez (Bouwer, 2002; Lehr, 1982; Lee *et al.*, 1992; Philips, 2003; Roseiro, 2009).

É uma técnica cada vez mais utilizada para armazenamento de água subterrânea a curto e longo prazo, uma vez que apresenta várias vantagens em relação ao armazenamento superficial no que se refere a questões económicas e a perdas por evapotranspiração, muito elevadas em sistemas superficiais e, praticamente, nulas em sistemas subterrâneos (Bouwer, 2002; Dillon, 2005).

Contudo, a sua implementação carece de um conhecimento hidrogeológico e hidrogeoquímico adequado, bem como, de enquadramento legal que regulamente a utilização.

A recarga artificial é uma técnica inédita em Cabo Verde constituindo, por isso, um grande desafio. Apesar de estudos académicos sobre o tema serem inexistentes, o Plano de Ação e Gestão Integrada dos Recursos Hídricos

(PAGIRE) de Cabo Verde considera a recarga artificial de aquíferos como uma das soluções estratégicas a seguir no futuro para aumentar a disponibilidade de água em algumas bacias hidrográficas de Cabo Verde.

## 2. ENQUADRAMENTO

A Bacia Hidrográfica dos Engenhos, com área aproximada de 40 km$^2$, situa-se no Arquipélago de Cabo Verde, na parte central da ilha de Santiago, no Concelho de Santa Catarina. Estende-se, de Este para Oeste, da região de Assomada à costa ocidental do Porto Rincão. É constituída por nove sub-bacias (Engenhos, Sedeguma, Água Grande, Mato Gégé, Água Sanches, Laranginha, Palha Carga, Águas Belas e Chupadeira), sendo os principais cursos de água as ribeiras dos Engenhos, Sedeguma e Águas Belas.

Do ponto de vista climático, a região, é marcada pela existência de duas épocas bem distintas, uma seca e outra húmida. Na época seca, a partir do mês de maio, a maioria das ribeiras, poços e nascentes secam. O recurso disponível nesta época não cobre a demanda, sendo frequentes as situações em que a população nem sequer dispõe de água para satisfazer as necessidades básicas de alimentação, higiene e sedentação de animais. O aumento da temperatura e aridez é significativo e a cobertura vegetal é praticamente inexistente. A procura a todo o custo de fontes alternativas é recorrente. O transporte de água é feito de grandes distâncias por crianças e mulheres (Fig. 1 A). Na época húmida muitas nascentes rebentam, o nível piezométrico dos poços sobe e em muitas ribeiras existe escoamento superficial. A disponibilidade de água na Bacia nesta época satisfaz as necessidades da população e da agricultura. Em alguns locais o recurso é utilizado para lazer. A cobertura vegetal é notável em toda a Bacia (Fig. 1 B).

Fig. 3- Fotografias representativas da escassez hídrica na época seca (A) em contraste com o aspecto verdejante da Bacia Hidrográfica dos Engenhos na época das chuvas (B). Fonte: Grupo Ribeira dos Engenhos (http://www.facebook.com/groups/engenhos), consultado em 11/03/2013.

## 3. DISPONIBILIDADES HÍDRICAS E NECESSIDADES DA POPULAÇÃO

Para calcular as disponibilidades hídricas na Bacia Hidrográfica dos Engenhos seguiu-se a metodologia do balanço hídrico sequencial mensal de água no solo para o ano hidrológico médio e início no mês de julho. A precipitação média mensal na Bacia foi calculada pela média aritmética de 51 anos de registos consecutivos, de 1961 a 2011, nas estações de Assomada e de Telhal. A evapotranspiração potencial foi estimada pelos métodos de Thornthwaite e de Penman para a zona semi-húmida (Pina, 2009). Tendo em conta o tipo de solo e a espessura, a capacidade de campo ou a reserva de água utilizável foi admitida igual a 50 mm.

Foram feitos balanços para as estações de Assomada e Telhal em ano médio, seco (1972) e húmido (1967) e calculados os excedentes (Fig. 2 e 3; Tab. 1). Devido à proximidade entre as estações de Assomada e Telhal não se verificou diferença significativa entre elas nos meses de ocorrência e na distribuição temporal dos parâmetros do clima. Contudo, são de assinalar diferenças na ordem de grandeza dos excedentes encontrados.

Considerando a ETP estimada pelo método de Thornthwaite verifica-se que só ocorrem excedentes na estação de Assomada, em ano médio no mês de setembro (85,52 mm/ano). Porém, se tomados os valores de ETP obtidos pelo método de Penman, estes passam a ocorrer nos meses de agosto, setembro e outubro, totalizando 194,51 mm/ano. Em ano húmido, considerando a ETP estimada por Thornthwaite ou por Penman (Fig. 2 B), resultam excedentes nos meses de setembro e outubro de 966,62 mm/ano e 1046 mm/ano, respetivamente.

Na estação de Telhal, em ano médio (Fig. 3 A), verifica-se ocorrência de excedente hídrico apenas no mês de setembro (3,08 mm/ano) para valores de ETP estimados pelo método de Thornthwaite e nos meses de setembro e

outubro, somando 103,01mm/ano quando considerada a ETP estimada por Penman. Em ano húmido (Fig. 3 B) as condições de ocorrência temporal de excedentes repete-se nos meses de setembro e outubro e igual a 645,11 mm/ano e 749,36 mm/ano, independente do método aplicado no cálculo da ETP.

Em ano seco, em ambas as estações, de Assomada e Telhal, não ocorrem excedentes hídricos em qualquer mês considerado.

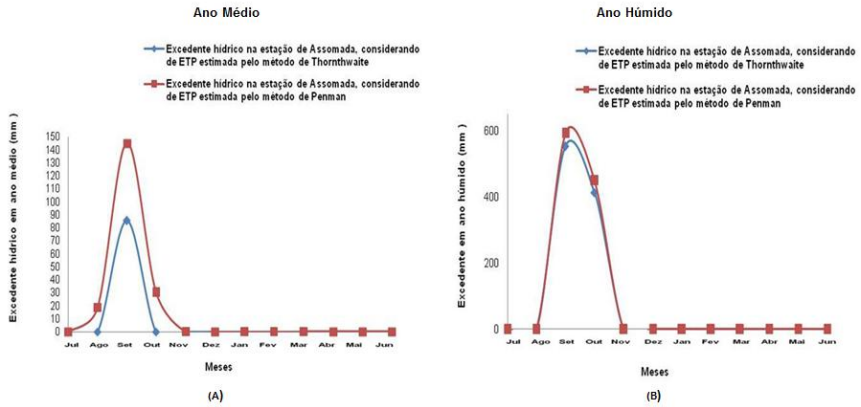



Fig. 4 - Valor e distribuição mensal do excedente hídrico, em ano médio (A) e húmido (B), na estação de Assomada.

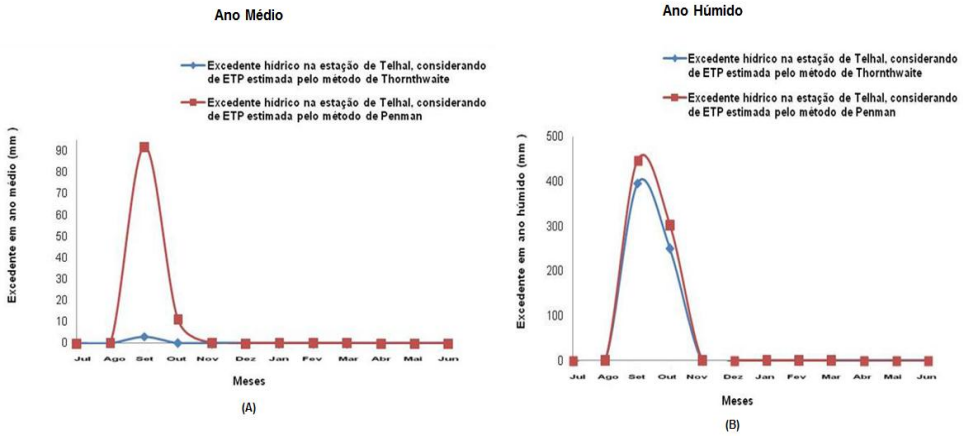



Fig. 5 - Valor e distribuição mensal do excedente hídrico, em ano médio (A) e húmido (B), na estação de Telhal.

O volume de água disponível anualmente, em ano seco, médio e húmido, na Bacia Hidrográfica dos Engenhos foi considerado igual à média do excedente estimado para as estações de Telhal e Assomada multiplicado pela área da Bacia. Assim, os valores obtidos variam de acordo com o método utilizado para estimar a evapotranspiração potencial e o ano em causa, médio, seco ou húmido, entre 0 e 35,91 $hm^3$/ano.

Tendo em conta que a taxa de infiltração é da ordem de 4,3% (Monteiro, 2013), o escoamento superficial, em ano médio, é de 5,19 $hm^3$/ano, e de 33,91 $hm^3$/ano em ano húmido, sendo o escoamento subterrâneo, em ano médio de 0,76 $hm^3$/ano, e de 2,00 $hm^3$/ano em ano húmido (Tab. 2).

Tab. 1 - Disponibilidade hídrica anual na Bacia Hidrográfica dos Engenhos, considerando os métodos de Thornthwaite e Penman no cálculo da evapotranspiração potencial.

| **Evapotranspiração Potencial** | **Disponibilidade hídrica na Bacia Hidrográfica dos Engenhos, em ($hm^3$/ano)** | | |
|---|---|---|---|
| | **Ano Seco** | **Ano Médio** | **Ano Húmido** |
| Método de Thornthwaite | 0,0 | 1,77 | 32,83 |
| Método de Penman | 0,0 | 5,95 | 35,91 |

Tab. 2 - Escoamento superficial e subterrâneo na Bacia Hidrográfica dos Engenhos.

| | Escoamento superficial | Escoamento subterrâneo | Total |
|---|---|---|---|
| Ano Médio | 5,19 $hm^3$ | 0,76 $hm^3$ | 5,95 $hm^3$ |
| Ano Húmido | 33,91 $hm^3$ | 2,00 $hm^3$ | 35,91 $hm^3$ |

Na Bacia Hidrográfica dos Engenhos a água, a maior parte subterrânea, é utilizada para abastecimento humano, agricultura e pecuária. A exploração é essencialmente feita em furos, poços e nascentes. A população é servida, com irregularidade, pela rede pública, quando esta existe, ou por camião-cisterna e fontanários.

Não são conhecidas as capitações, no entanto, segundo o INGRH (2000) os consumos, em meio rural, em fontanários, oscila entre 5 e 15 L/hab/dia e nos domicílios entre 25 e 50 L/hab/dia, o que representa, para a população de Santa Catarina (43297 habitantes, INECV, 2012) um consumo de anual de 0,08 $hm^3$/ano a 0,79 $hm^3$/ano.

## 4. USO DA RECARGA ARTIFICIAL E CONCLUSÕES

A disponibilidade hídrica na Bacia Hidrográfica dos Engenhos, na época húmida, contrasta com a elevada escassez na época seca.

Recomenda-se aos organismos da tutela que desenvolvam esforços para concretização de projectos de recarga artificial de aquíferos utilizando o volume excedentário de nascentes e linhas de água durante a época húmida, em complemento ao atual armazenamento em tanques superficiais. A injeção de água superficial e da descarga das nacentes sazonais em poços nos aquíferos livres aluviais das ribeiras pode constituir importante reserva para utilização em épocas de escassez, à semelhança do que se pratica, em alternativa e sem eficácia, na maior parte das habitações com o aprovisionamento em pequenas cisternas colectoras de água pluvial dos telhados durante a época húmida para utilização na época seca.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bouwer H (2002). Artificial Recharge of Groundwater: Hydrogeology and Engineering. Hydrogeology Journal 10(1):121–142. Doi:10.1007/s10040–001-0182–4.

Dillon P (2005). Future Management of Aquifer Recharge. Hydrogeol J 13(1): 313–316. Doi:10.1007/s10040–004–0413–6.

INGRH (2000).Visão Nacional sobre a Água, a Vida e o Ambiente no Horizonte de 2025. Praia.

INGRH (2008). Plano de Ação e Gestão Integrada dos Recursos Hídricos. PAGIRH.

Lee TC, Williams, A. E. & Wang, C. (1992). An Artificial Experiment in the San Jacinto Basin, Riverside, Southern California. J. Hydrology 140:235–259.

Lehr JH (1982). Artificial Ground–Water Recharge: a Solution to Many U.S. Water–Supply Problems. Ground Water 20 (3): 262-266.

Monteiro R (2013). Avaliação de Recursos Hídricos e Viabilidade da Recarga Artificial de Aquíferos na Bacia Hidrográfica dos Engenhos na Ilha de Santiago, Cabo Verde. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia e Gestão da Água. FCT da Universidade Nova de Lisboa.

Philips SP (2003). Aquifers, Artificial Recharge of. In: Encyclopedia of Water Science, Dekker, New York, pp 33–66.

Pina AFL (2009). Hidroquímica e Qualidade das Águas Subterrâneas da ilha de Santiago–Cabo Verde. Dissertação Apresentada à Universidade de Aveiro para o efeito de obtenção do Grau de Doutor em Geociências. Departamento de Geociências da Universidade de Aveiro. 231 p.

Roseiro CMSD (2009). Recarga Artificial de Aquíferos : Aplicação ao Sistema de Aquífero da Campina de Faro. Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia). Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências. Universidade de Lisboa.

## REFERÊNCIAS INTERNET

Grupo Ribeira dos Engenhos **(**http://www.facebook.com/groups/engenhos). Consultado em 03/03/2013.

INECV (2012) - Instituto Nacional de Estatística de Cabo Verde, Recenseamento Geral da População e Habitação de Cabo Verde 2010. Praia. www.ine.cv, Consultado em 26/10/2012

# A ANÁLISE GEOESTATÍSTICA DA CONCENTRAÇÃO DE NITRATOS NAS MASSAS DE ÁGUA SUBTERRÂNEA NA CONFEDERAÇÃO HIDROGRÁFICA DO JÚCAR, ESPANHA

**David J. FERREIRA[1], José. A. ALMEIDA[2], Manuela SIMÕES[2], Miguel A. PÉREZ-MARTÍN[3].**

*1. Mestre em Engenharia e Gestão da Água. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Tel: 913 287 606. Email: david.jrg.ferreira@gmail.com.*

*2. GeoBioTec, Departamento de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, Portugal, ja@fct.unl.pt, mmsr@fct.unl.pt*

*3. Associate Professor. Research Institute of Water and Environmental Engineering (IIAMA), Universitat Politècnica de Valencia, Valencia, Spain.*

**RESUMO**

A Demarcação Hidrográfica do Júcar é uma região essencialmente agrícola, onde se verificam problemas ligados à contaminação das águas subterrâneas por nitratos. Para compreendê-los, realizou-se uma abordagem estatística da série de registos, (1969-2012). Foram feitas correlações entre a precipitação anual e as concentrações de nitratos, tendo por objectivo encontrar uma eventual influência climática nos índices de contaminação. Resultaram predominantemente coeficientes de correlação negativos nas litologias carbonatadas, mostrando o efeito de diluição e descida na concentração de nitrato. Nas litologias detríticas, os coeficientes de correlação são maioritariamente positivos, traduzindo maior concentração de nitrato em consequência da lixiviação durante os episódios de precipitação. Da abordagem geoestatística, concluiu-se uma óptima correlação temporal e uma razoável correlação espacial. Foi possível projectar uma estimação em que, nas três dimensões do espaço, o plano corresponderia a uma projecção bidimensional, enquanto a terceira direcção seria atribuída ao tempo. Foi também simulada, através do método de Simulação Sequencial Gaussiana, uma representação que permitiu observar algumas das suas particularidades, e ao projectar-se a média de 350 simulações, foi possível obter uma representação mais verosímil do que a realizada através da estimação.

**Palavras-Chave:** Águas subterrâneas; Análise geoestatística; Contaminação agrícola; Nitratos; Confederação Hidrográfica do Júcar.

## 1. INTRODUÇÃO

Na região da Confederação Hidrográfica do Júcar (CHJ), a água assume importância primordial. Em primeiro lugar, por condicionamentos climáticos. A maior parte da bacia tem características de clima semiárido, o que diminui substancialmente a disponibilidade de água superficial. Assim, é necessário uma eficaz gestão do recurso, para que seja possível uma perfeita articulação entre os vários consumidores. Essencialmente há que assegurar água para o abastecimento urbano. Por se tratar de uma zona turística de excelência, o consumo associado à hotelaria é bastante elevado. A forte componente industrial obriga também a precaver o fornecimento. Porém, é no sector agrícola que se regista o mais elevado consumo. Além das condicionantes quantitativas, é muitas vezes na qualidade que se manifestam os maiores problemas. Na região, é comum a existência de aquíferos fortemente contaminados por nitratos, normalmente localizados em zonas com uma forte componente agrícola. Os fertilizantes com compostos de azoto dão origem ao nitrato que, dada a sua alta solubilidade, é lixiviado para os cursos de água, rios e lagos, originando sérios problemas de poluição (Gill,1996). O tipo de solo condiciona a lixiviação, através do controlo da velocidade e da quantidade de escoamento em profundidade. Os solos com drenagem facilitada, como areias, cascalheiras e carsos, têm facilidade em transmitir grandes quantidades de água, juntamente com substâncias dissolvidas como os nitratos. Como a água é o agente locomotor do nitrato, a existência de drenagem da água através do perfil do solo, assim como a disponibilidade do ião, determinam a extensão da sua lixiviação. No geral, o movimento descendente da água através do perfil do solo acontece quando a precipitação excede a evapotranspiração e a humidade armazenada no solo, o que normalmente ocorre quando a actividade vegetal é diminuta ou inexistente.

## 2. ENQUADRAMENTO

A região em estudo (CHJ) abrange todas as bacias hidrográficas que vertem as suas águas para o mar Mediterrâneo, desde a margem esquerda da foz do Rio Segura até à foz do Rio Cénia, incluindo a bacia deste último e a bacia endorreica do Pozohondo. O uso predominante do solo está nas zonas semi-naturais e florestais, ocupando cerca de 50% da área, seguido do sector agrícola, com uma ocupação de cerca de 46%, desempenhando um importante papel no condicionamento ambiental da região. Na bacia, praticam-se a

agricultura de regadio e de sequeiro. No regadio, predominam as culturas de produtos hortícolas e pomares, onde a água pode ter origem superficial ou subterrânea. Na agricultura de sequeiro, normalmente associada a cereais, a precipitação natural é a única fonte de rega. Apesar dos fertilizantes utilizados para os dois tipos de agricultura serem semelhantes, é a agricultura de regadio que tem uma maior responsabilidade no arrasto do nitrato para o subsolo e na contaminação das Massas de Água Subterrânea (MAS), pois na agricultura de sequeiro, o nitrato apenas é arrastado pela precipitação meteorológica. A nível geomorfológico, a região é composta essencialmente por três estruturas importantes: os sistemas montanhosos (os mais importantes são o Sistema Ibérico, a Norte, e o Sistema Bético a Sul e Sudoeste), a meseta continental e a planície costeira. A meseta continental, localizada a Oeste dos sistemas Bético e Ibérico, é uma superfície relativamente aplanada, cujas cotas rondam os 700 m. A planície costeira está limitada a Norte pelo Sistema Ibérico, a Sul pelo Sistema Bético, a Oeste pela meseta continental e a Este pelo Mediterrâneo. A litologia predominante no território compreende rochas carbonatadas, maioritariamente ocupadas por calcarenitos e margas, em especial nas zonas montanhosas. Nalguns sectores, podem coexistir outras litologias, essencialmente detrítica siliciosa, selenítica e argilosa. Todas as rochas são sedimentares e pertencem maioritariamente ao Mesozóico, podendo ocorrer, pontualmente, afloramentos paleozóicos e alguns materiais do Terciário, assim como depósitos aluviais associados aos cursos dos rios. No que diz respeito à hidrogeologia, a água subterrânea tem uma importância primordial em toda a CHJ, já que cerca de 73% dos recursos hídricos utilizados provêm do subsolo, perfazendo anualmente cerca de 2.268 $hm^3$. Apesar de habitualmente o uso da água ser comum entre as várias fontes de proveniência (superficial e subterrânea), a sobreexploração de alguns aquíferos já se fez sentir (CHJ, 2007). Foram utilizadas as Massas de Água Subterrânea (MAS) como unidade geográfica para o desenrolar do estudo.

## 3. METODOLOGIA

Os dados utilizados resultaram de registos obtidos em diferentes redes de monitorização com análise de nitrato, dos quais ficaram aptos para estudo 6381 pontos de monitorização inseridos em 113 massas de água subterrânea, perfazendo um total de 24276 registos. A série temporal considerada tem início desde 1969 até 2012. Foram apenas consideradas as massas de água com litologias permeáveis, onde foram seleccionados os pontos de monitorização com maior representatividade e maior número de registos, excluindo-se os pontos que continham menos de cinco determinações nas séries de registos. Para garantir a inclusão de dados mais recentes, à luz do mesmo critério, foram considerados também, para cada MAS, os pontos de monitorização com registos mais recentes. Aplicados os critérios, foram excluídos 6106 pontos de monitorização. Uma das primeiras abordagens efectuadas à selecção das MAS resultou numa análise de tendências. Para cada MAS foram calculados dois parâmetros: o declive e o $R^2$. Foi possível determinar a tendência para 267 pontos de monitorização, cujo declive lhe determinou o sentido, consoante fosse positivo ou negativo (zero significa tendência nula). O valor de $R^2$ corresponde ao quadrado do coeficiente de correlação entre as concentrações e a data da sua colheita e permite determinar se a concentração de nitrato sofreu alterações bruscas ou suaves ao longo do tempo, para avaliar a robustez da tendência. Uma tendência robusta é aquela que apresenta elevados valores absolutos, aliados a um $R^2$ igualmente alto. Os resultados relativos ao declive e ao $R^2$ levaram à classificação das tendências das MAS em cinco grupos: subida acentuada, descida acentuada, inconclusiva, subida suave e descida suave. Os dois primeiros apresentam um $R^2>0,5$ e os dois últimos incluem os dados que apresentam um valor $0,25> R^2 >0,5$; o caso de $R^2<0,25$ foi considerado inconclusivo. O sinal do declive, positivo ou negativo, define se a tendência é crescente ou decrescente, respectivamente. Pela observação da concentração e tendência do nitrato nas MAS, notou-se, nalguns pontos, uma certa harmonia na variação das concentrações observadas ao longo do tempo, o que levou a supor a existência de causa regional a afectar de igual modo a MAS. As causas regionais apontadas para a ocorrência de variações na quantidade de nitrato foram a variação da quantidade de precipitação anual, a alteração do uso do solo bem como mudança do tipo de fertilizantes utilizados, a expansão das áreas agrícolas e as variações nas quantidades de águas subterrâneas captadas. Devido à indisponibilidade de dados ou registos, apenas foi possível abordar o aspecto da quantidade de precipitação anual ocorrida em cada MAS. Procedeu-se à análise da correlação linear entre a variável clima e a concentração de nitrato nas MAS para a obtenção do coeficiente de correlação. O sinal do coeficiente determina o sentido da dependência das variáveis. Foram determinados vários índices de correlação para as MAS. Em primeiro lugar, determinou-se a correlação entre a concentração de nitrato e a precipitação desse ano. Devido ao desfasamento temporal entre a ocorrência da precipitação e a percolação da água com consequente lixiviação do nitrato, ensaiaram-se correlações entre a concentração observada e a precipitação ocorrida nos dois anos antecedentes. Tomaram-se 1 ou 2 anos de desfasamento entre os fenómenos tendo em conta a diversidade de rochas existentes na região, essencialmente, rochas detríticas e carbonatadas, com comportamentos diferentes quanto à velocidade de percolação da água. Nas rochas detríticas, onde a percolação da água se processa pelos poros, existe maior influência da capilaridade; nas rochas carbonatadas, a velocidade de percolação da água é superior, pois a porosidade secundária criada pela dissolução dos componentes carbonatados cria frequentemente sumidouros, cavernas e importantes estruturas de escoamento sub-superficial. A determinação da natureza dos materiais que constituem as diferentes MAS foi fundamental para a interpretação dos resultados das correlações. As MAS foram agrupadas em natureza detrítica, natureza carbonatada e natureza mista. As MAS de natureza mista são compostas por materiais detríticos e

carbonatados, sem que um deles predomine, e foram excluídas da abordagem, a fim de se focarem as condições de fluxo opostas. Uma vez que as rochas carbonatadas podem exibir diferentes *facies*, foram separadas em duas classes: as de natureza cristalina (essencialmente do período Jurássico, mais susceptíveis de desenvolverem estruturas de dissolução, ou karst) e as detríticas do período Cretácico. Para optimizar a correlação entre a concentração de nitrato e o clima, estendeu-se o procedimento à correlação com o valor da recarga anual determinada pelo modelo de simulação PATRICAL, desenvolvido por Pérez-Martín (2005), cuja aplicação na CHJ permite a gestão e o planeamento dos recursos hídricos da região. O valor da recarga, por considerar outros parâmetros no cálculo, consegue substancialmente ser mais preciso na quantificação da água que se infiltra e que chega à zona saturada. O modelo PATRICAL calcula a recarga que ocorre em cada mês, pela subtracção à precipitação ocorrida do escoamento superficial e da evapotranspiração, sendo a recarga anual a soma das recargas mensais. A abordagem geoestatística baseou-se nas localizações dos pontos de monitorização e na concentração em nitrato registada no período de observação, para os quais se fizeram os respectivos variogramas. O tratamento dos dados foi efectuado com auxílio do software geoMS (Alexandre & Almeida, 1998; Nunes & Almeida, 2010). Optou-se pelo cálculo de variogramas omnidireccionais pois os pontos de amostragem estavam aleatoriamente dispersos no espaço. Inicialmente foi usada a krigagem como método de estimação mas, para melhorar o tipo de representação gráfica, contrariando o efeito de agrupamento de dados, a região foi analisada através da simulação, pelo método da Simulação Sequencial Gaussiana. Como a simulação cria representações equiprováveis da realidade nos pontos sem amostragem, sabe-se que, à partida, esta corresponderá a um dos cenários simulados. Sendo impossível saber qual dos cenários é o real, e aproveitando o efeito de proximidade quanto aos pontos amostrados, simulou-se uma grande quantidade de cenários e calculou-se a sua média, que corresponde à representação final, para que seja possível uma representação aproximada do caso de estudo.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

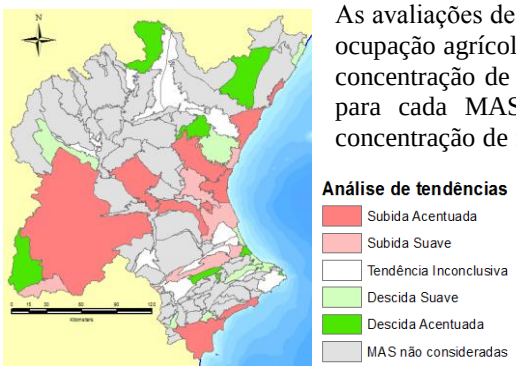



Fig. 1 -Distribuição de tendências na concentração de nitrato nas MAS na área de estudo.

As avaliações de tendências, em especial as de "Subida", são concordantes com a ocupação agrícola do terreno (Fig. 1). Para as correlações entre a precipitação e a concentração de nitrato, foi necessário fazer duas séries, sendo que na primeira, para cada MAS e ano hidrológico, foi apenas correlacionado o valor da concentração de nitrato e a precipitação ocorrida. Na segunda série, apenas foram considerados os pontos cujas concentrações de nitrato se apresentavam com variações similares ao longo do tempo. Da primeira série de correlações resultaram alguns casos que apresentaram resultados ligeiramente melhores quando realizados com a recarga. No que toca às rochas carbonatadas cristalinas e carbonatadas detríticas, estas apresentaram resultados semelhantes, apresentando maior quantidade de correlações negativas do que positivas. Quanto aos desfasamentos, de 1 e 2 anos na precipitação e na recarga, não se verificam alterações substanciais nas rochas carbonatadas cristalinas com melhorias pontuais nas rochas carbonatadas detríticas. Quanto às rochas detríticas, apesar de se observarem coeficientes de correlação mais elevados, não são atingidos valores que traduzam uma boa correlação nem os desfasamentos efectuados introduziram alterações substanciais nos resultados. A recarga trouxe algumas melhorias ligeiras e pontuais, sem nenhum destaque. Contrariamente ao que acontece com as rochas carbonatadas existe a predominância de coeficientes positivos. Na segunda série, não foram aplicados às rochas carbonatadas os desfasamentos pois não introduziram valor interpretativo, sendo que apenas se considerou a correlação simples com a recarga. Nas rochas detríticas, para a precipitação e recarga, foram efectuadas as correlações simples e com 1 e 2 anos de desfasamento. Da segunda série as MAS compostas por rochas carbonatadas (cristalinas ou detríticas) apresentaram melhores resultados, continuando a predominância de coeficientes de correlação negativos. Quanto às rochas detríticas, os desfasamentos efectuados na segunda série trouxeram algumas melhorias nos coeficientes de correlação obtidos. Contrariamente às rochas carbonatadas existe uma predominância dos coeficientes de sinal positivo. A nível geoestatístico existiu uma muito boa correlação temporal da variável o que mostra que os primeiros valores de uma série temporal estão sempre correlacionados com os últimos, o que traduz uma variação suave e gradual da concentração de nitrato. A significativa correlação temporal permite que se façam verdadeiras estimações espácio-temporais, onde X e Y representam o espaço e Z o tempo. Para a estimação de cada localização utilizou-se assim os dados mais próximos, quer no espaço quer no tempo. Segundo o modelo teórico que foi ajustado ao variograma experimental, existe uma correlação temporal acima dos 60 anos para cada ponto. Deste modo, considerou-se uma janela temporal de 3 anos para a estimação por Krigagem, existindo o compromisso entre os dados do ano a calcular e a sua disponibilidade, podendo ser considerados dados até 3 anos, antes e/ou depois do ano a estimar. Dado que existem extensas áreas subamostradas e outras com agrupamentos de amostras utilizou-se para a

estimação a variante de Krigagem simples, que considera as localizações não amostradas como o valor médio das amostras. Os resultados da estimação estão coerentes com o que era esperado. Porém, observaram-se problemas de representação que resultam da selecção das amostras na estimação, por se estarem a utilizar duas grandezas diferentes (espaço e tempo). Este problema é conhecido na geoestatística e foi contornado considerando a média de 350 resultados simulados.

## 5. CONCLUSÃO

A contaminação das águas subterrâneas por nitratos de origem agrícola e agroindustrial no âmbito da CHJ atinge, em algumas regiões, proporções preocupantes. Nas massas de água situadas nas zonas litorais da planície costeira de Valência e Castellón, os efeitos da agricultura e indústria agroalimentar têm vindo a agravar-se desde os anos 70 do século passado, com a concentração de nitratos a persistir elevada, bastante acima dos valores permitidos e a mostrar tendência acentuada de crescimento nas quatro décadas de monitorização continuada. Na região agrícola de Albacete, na meseta continental de La Mancha, a situação ainda não atinge valores alarmantes, mas a tendência de contaminação é crescente e acentuada. O estudo de registos de concentrações de nitrato de amostras recolhidas em piezómetros, inseridos em massas de água subterrânea mostrou distribuição por vezes irregular em alguns pontos das massas de água e, noutros, tendência bem prenunciada de subida ou descida nos valores das concentrações. A análise de tendências baseou-se no declive e no valor do $R^2$, tendo sido classificadas em inconclusiva, subida ou descida, acentuada ou suave. A harmonia verificada entre as concentrações e as tendências observadas ao longo do tempo em alguns pontos parece relacionar-se com causa regional a afectar de igual modo as MAS, nomeadamente a ocorrência de períodos secos e húmidos ou outra não determinada. Admitindo estacionários outros factores situados a montante do processo de lixiviação e mobilidade, como a área cultivada, o tipo de cultura e a prática agrícola utilizada, procuraram-se explicações para os picos de concentração e oscilações anuais verificados em alguns pontos de monitorização. Neste contexto, as correlações lineares procuradas entre a precipitação anual, a recarga gerada por esta, calculada pelo modelo PATRICAL, e o valor da concentração de nitrato observado nos pontos de monitorização mostraram, maioritariamente, correlação inversa em massas de água de litologias carbonatadas e directa em massas de água de materiais detríticos. Embora afastados da unidade, os coeficientes encontrados revelam a possibilidade da redução da concentração de nitrato, após época muito húmida, em MAS de rochas carbonatadas pela diluição por mistura com a água infiltrada, dada a incidência de coeficientes negativos nestas massas de água. O efeito contrário, de lixiviação com aumento de concentração, parece explicar a ocorrência de maior tendência para a existência de coeficiente de correlação positivo em rochas detríticas. Caso os dados de profundidades dos pontos de monitorização estivessem disponíveis, os resultados das correlações poderiam ter sido mais satisfatórios.

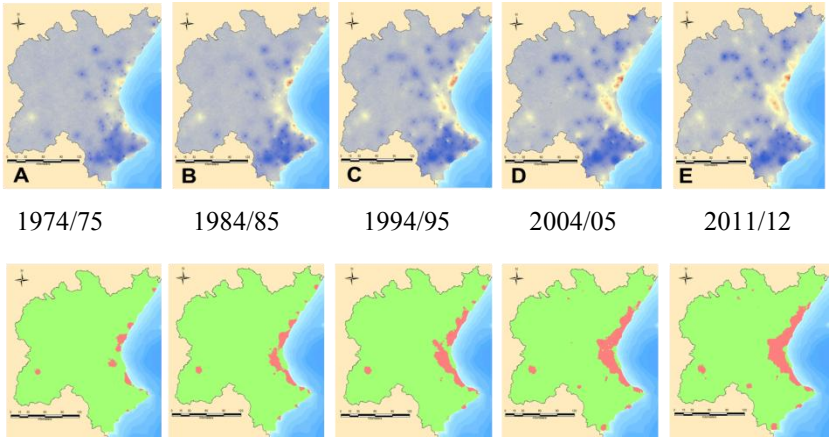



Fig. 2 - Resultado da Simulação Sequencial Gaussiana feita pela média de 350 simulações diferentes, para os anos de 1974/75(A); 1984/85(B); 1994/95(C); 2004/05(D) e 2011/12(E) e respectiva evolução temporal dos valores acima de 50mg.$L^{-1}$.

A análise geoestatística através da estimação por Krigagem e Simulação Sequencial Gaussiana confirmaram aquilo que se vem observando no terreno. Nas massas de água seleccionadas para o estudo, foi observada uma boa correlação temporal e espacial dos dados, que permitiu efectuar verdadeiras estimações espácio-temporais. A Simulação Sequencial Gaussiana aplicada à série de dados mostrou algumas particularidades da evolução da concentração ao longo do tempo (Fig. 2).

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alexandre J, Almeida JA (1998) geoMS - Geostatistical Modelling Software. Lisboa: Centro de Modelização de Reservatórios Petrolíferos, Instituto Superior Técnico;

Confederación Hidrográfica del Júcar (2007) Estudio General Sobre La Demarcación Hidrográfica Del Júcar, Valência, Confederación Hidrográfica del Júcar;

Ferreira D, (2013) Exploração Agrícola e Contaminação de Aquíferos por Nitrato no Âmbito da Confederação Hidrográfia do Júcar, Espanha – Análise e Avaliação, Tese de mestrado – FCT-UNL;

Gill R, (1996) Chemical Fundamentals of Geology, Londres, Chapman & Hall, 2ª edição;

Nunes R, Almeida JA, (2010) Parallelization of sequential Gaussian, indicator and direct simulation algorithms, Computers & Geosciences 36, 1042–1052;

Pérez-Martín Miguel A, (2005) Modelo Distribuido de Simulación del Ciclo Hidrológico y Calidad del Agua, Integrado en Sistemas de Información Geográfica, para Grandes Cuencas. Aportación al Análisis de Presiones e Impactos de la Directiva Marco del Agua. Tese de doutoramento, Universidad Politécnica de Valência, (2005).

# DEMONSTRATING MANAGED AQUIFER RECHARGE AS A SOLUTION TO WATER SCARCITY AND DROUGHT: DESCRIPTION OF MARSOL PROJECT DEMO SITES IN PORTUGAL

**Teresa E. Leitão[1], J.P. Lobo Ferreira[1], Tiago Carvalho[2], José Paulo Monteiro[3], Manuel M. Oliveira[1], Rui Agostinho[2], Luís R.D. Costa[3], Maria José Henriques[1], Tiago Martins[1], José Martins de Carvalho[2]**

*1. Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, tleitao@lnec.pt, lferreira@lnec.pt, moliveira@lnec.pt, mjhenriques@lnec.pt, tmartins@lnec.pt*

*2. Terra, Ambiente e Recursos Hídricos (TARH), Rua Forte Monte Cintra 1B3, Sacavém, tcarvalho@tarh.pt, rdagostinho@tarh.pt, jmc@tarh.pt*

*3. Universidade do Algarve (UAlg), Estrada da Penha, 8005-139 Faro, jpmontei@ualg.pt, luis.r.d.costa@gmail.com*

## ABSTRACT

This paper presents a synthesis of the work developed in Portugal, by LNEC, TARH and UAlg, for the European Union Seventh Framework Programme project "Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought – MARSOL". The main achievements gathered in the DEMO sites during 2014, the first year of the project, are briefly presented.

**Key-words:** MAR (managed aquifer recharge); DEMO site experiments; Algarve.

## 1. INTRODUCTION

The growing imbalance between water supply and water demand in southern Europe, exacerbated by climate change, requires more efficient water resources management. The urgent need for innovative and efficient solutions to save water and energy is clear.

Storing water in aquifers during times of excess can help address water scarcity challenges. Moreover, water quality can be improved through aquifer transport and storage, due to chemical and biological reactions, in addition to the dilution. Managed Aquifer Recharge (MAR) can be a key to solving Europe's water crisis by linking water reclamation, water reuse and water resources management.

In this paper, the work developed in Portugal under MARSOL project is presented. The main objectives of this project are to demonstrate how MAR can contribute as an alternative source of water, in the context of an integrated and inter-annual water resources management, as well as in solving groundwater quality problems. For the case of DEMO Site of Algarve and Alentejo, South Portugal, the water quality problems are mainly caused by inadequate agricultural practices and wastewater discharges.

The alternative water sources explored under MARSOL in Portugal are surface water surpluses generated during rainy seasons and wastewater effluent with secondary treatment. Both are being studied to assess the volumes available and their significance in the regional water budget context, and their quality. One of the aspects being studied is the feasibility of using karstic aquifers as a facility for large scale storage of alternatives water sources. The best approaches for aquifer recharge, which include water quantity and quality monitoring and purification by natural attenuation and filtration processes from soil aquifer treatment (SAT), are the focus of the following PT DEMO sites (Fig. 1):

- PT1: Rio Seco and Campina de Faro aquifer system (Algarve), with 3 subsites.
- PT2: Querença-Silves limestone karstic aquifer system (Algarve), with two subsites.
- PT3: Melides aquifer, river and lagoon (Alentejo). This site is not detailed in this abstract.

## 2. MARSOL DEMO SITES CHARACTERISATION IN PORTUGAL

### 2.1. PT1: Rio Seco and Campina de Faro aquifer system (Algarve)

#### Site description and objective

PT1 aims to demonstrate that the aquifer water quality can be improved by means of MAR. For this purpose, infiltration basins constructed in the Rio Seco river bed are being tested and monitored, using either the basins constructed in 2006 during GABARDINE EU project (PT1_1), which were rehabilitated during MARSOL, or

the new MARSOL basins (PT1_2) constructed in July/August 2014. Furthermore, infiltration in typical existing large-diameter wells (PT1_3) is being tested as a potential MAR facility to increase the water recharge at a regional scale and improve the groundwater quality status, using the water collected in the greenhouses roofs during rain events.

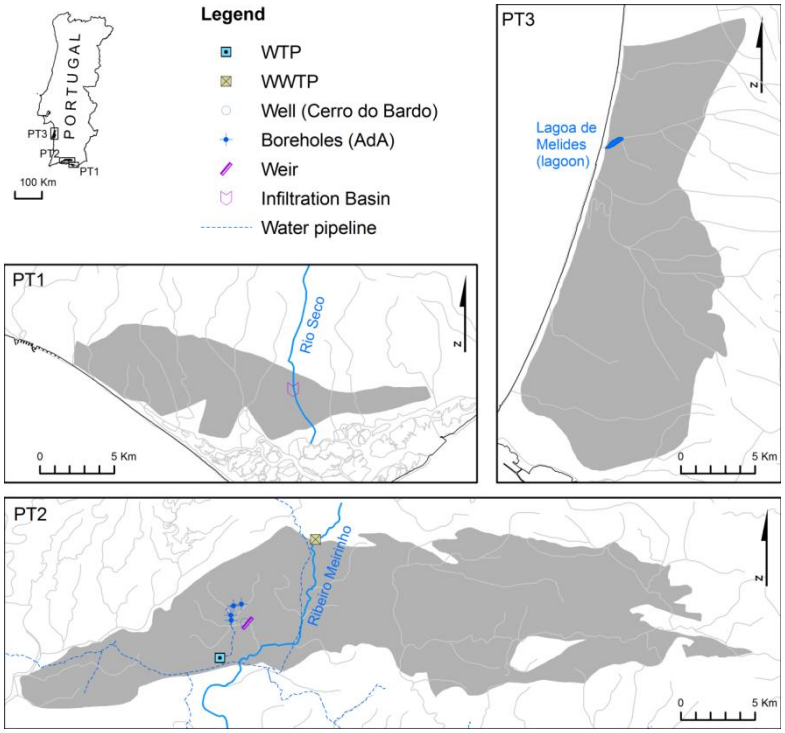



Fig. 1. Location of the PT MARSOL DEMO sites (Leitão *et al*., 2015)

The rehabilitation of the structures inherited from the GABARDINE EU project (2005-09) in Rio Seco - Campina de Faro took place between 25th and 26th July 2014. They consist of two infiltration basins - with approximately 20 m long, 5 m wide and 6 m deep.

The constructed MARSOL basin has an average depth of 6.7 m, a total length of 33 m and occupies the entire cross section of the river, with an average width of 6.1 m at the surface (cross-section of the river varying between 5.5 to 6.2 m). This basin has a surface area of 201 $m^2$ (33 m x 6.1 m). Vertically it presents a perfectly rectangular configuration (vertical slopes) across its lateral extent (Fig. 2).

Several piezometers and wells were installed (Fig. 3). These infrastructures aim to control and monitor the injection tests performed at Rio Seco, in both MARSOL's and GABARDINE´s infiltration basins (dug in the upper aquifer), and to improve the geological knowledge of the MARSOL basin area.

River basin excavation: August 2014 River basin filling: August 2014

Fig. 2. Construction of a new MARSOL infiltration basin and new monitoring piezometers at PT1_2 Campina de Faro (Leitão *et al*., 2015)

The MARSOL piezometers reached depths between 20 and 30 m, and mostly crossed the Upper Miocene

formations (clay and sand), superficially covered by more or less consolidated gravel.

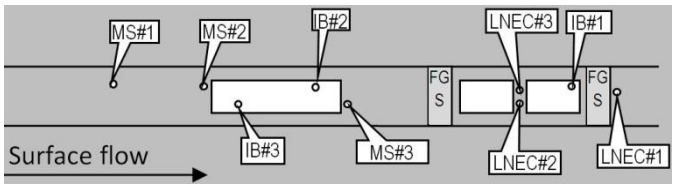



Fig. 3. Location of the piezometers and all infrastructures at Rio Seco (Leitão *et al*., 2015)

**Field experiments conducted**

Upon the completion of the infiltration basins work, several tests were performed in order to evaluate the performance of the basins in terms of clogging, infiltration rates and its local influence in the groundwater quality. Besides, a test was conducted in a large diameter well to assess its infiltration rate capacity.

The following tests were performed:

- PT1_1: Clogging test in one GABARDINE basin, 1st July, 2014
- PT1_1 and PT1_2: Infiltration test in all three basins, 29-30th September, 2014
- PT1_2: Tracer test in MARSOL basin, 13-14th October, 2014
- PT1_3: Infiltration in large wells, 1st October, 2014

Oliveira *et al*. (2015) present the results of the clogging test conducted on 1st July, 2014.

### 2.2. PT2: Querença-Silves limestone karstic aquifer system (Algarve)

**Site description and objective**

PT2, Querença-Silves limestone karst aquifer system (Algarve) DEMO site aims to: (1) develop a SAT system to improve the water quality of treated effluents from a WWTP (PT2_4), which discharges water into Ribeiro Meirinho river (PT2_5) and (2) increase groundwater storage using MAR to recharge surplus of surface water during wet years at Cerro do Bardo well (PT2_6), located next to a tributary of Ribeiro Meirinho. This will contribute to increase the water availability in dry years, facilitating downstream water supply pumping.

During 2014, the work developed in PT2_4 consisted in the characterization of the treated wastewater effluent in several different occasions (Fig. 4), as well as the development of several soil-column tests in LNEC laboratory facilities (Fig. 5) to determine the pollutants removal capacity of local soils. Martins *et al*. (2015) present the results of the performed soil-column tests.

Fig. 4. Sampling the WWTP for water collection at SB Messines

Fig. 5. LNEC soil-column experimental setup

The work developed in PT2_6 Cerro do Bardo site (Fig. 6) consisted in the rehabilitation of an existing small dam at Aivados and the private owned Cerro do Bardo well. This work took place between November 10th and 19th 2014. The location of the construction work is Barranco de Aivados, located close to Cerro do Bardo, at approximately 4 km NW of Algoz, specifically in the parish of Alcantarilha / Silves.

The objective of Cerro do Bardo Site is to investigate and conceptualize the possibility of enhancing the regional water management by using surface water and MAR Techniques to increase groundwater availability, possibly enhancing water supply wells productivity.

Fig. 6. Cerro do Bardo well and Aivados dam (PT2_6) (Leitão *et al*., 2015)

**Field experiments conducted**

The preferred water flow direction of the infiltrated water in the aquifer was assessed through an injection and tracer test done in April and December 2014, respectively. Preliminary results of tests in the Cerro do Bardo (PT2_6) large diameter well suggest adequate conditions for installation of a MAR site, considering the large diameter well is characterized by high infiltration rates.

The following tests were performed:

- PT2_4: Assessment of WWTP quality, May and September, 2014
- PT2_6: Quantitative infiltration test, 1st April, 2014
- PT2_6: Quantitative infiltration test, 15-19th December, 2014

Costa *et al*. (2015) present the interpretation of an injection test in a large diameter well conducted on 1st April.

## 3. FINAL REMARKS

This paper presents a short overview of MARSOL project, its main objectives, as well as the work being developed in Portugal. Several experiments have been and are being conducted, and will be presented separately. Their dimension and interest is not possible to resume here, so the aim of the paper is solely to highlight some features and the main aims of the on-going work.

In PT1 Rio Seco and Campina de Faro aquifer system (Algarve), injection and tracer tests have been done to determine basins infiltration rates, and velocity and dispersion in the aquifer. In that demo site, a continuous monitoring of all system is now in place to assess the effect of all precipitation episodes and their influence in the infiltration basins and the aquifer.

In PT2 Querença-Silves limestone karstic aquifer system (Algarve), injection and tracer tests have been done to determine a large well's infiltration capacity and the main groundwater flow direction. Besides, several soil-column experiments were performed to determine, at lab scale, infiltration rates and soil removal capacity for some nutrients, toxic metals, metalloids and pharmaceutical originated from wastewater, and prior to MAR.

## ACKNOWLEDGMENTS

The research leading to these results has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no 619120 (Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought – MARSOL). We also thank Agência Portuguesa do Ambiente (APA-ARH Algarve) and Águas do Algarve (AdA) for all their support during this project.

## REFERENCES

Costa LRD, Monteiro JP, Oliveira MM, Lobo Ferreira JP, Leitão TE, Carvalho TM, Martins de Carvalho J, Agostinho R (2015). Interpretation of an injection test in a large diameter well in south Portugal and contribution to the understanding of the local hydrogeology. 10.º Seminário de Águas Subterrâneas, Évora, 4 pp.

Leitão TE, Lobo Ferreira JP, Oliveira MM, Martins T, Henriques MJ, Carvalho TM, Martins de Carvalho J, Agostinho R, Monteiro JP, Costa LRD (2015). Deliverable 4.2 South Portugal MARSOL Demonstration Sites Characterisation. EU MARSOL Projet - Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, 78 pp.

Martins T, Leitão TE, Barbosa AE, Henriques MJ (2015). Assessment of soil characteristics for Managed Aquifer Recharge using soil-column experiments. 10.º Seminário de Águas Subterrâneas, Évora, 4 pp.

Oliveira MM, Lobo Ferreira JP, Leitão TE, Costa LRD, Monteiro JP, Carvalho TM, Agostinho R (2015). New test of the GABARDINE infiltration basin for MAR in Rio Seco (Campina da Faro aquifer system, Algarve). 10.º Seminário de Águas Subterrâneas, Évora, 4 pp.

# ASSESSMENT OF SOIL CHARACTERISTICS FOR MANAGED AQUIFER RECHARGE USING SOIL-COLUMN EXPERIMENTS

**Tiago Martins, Teresa E. Leitão, Ana Estela Barbosa, Maria José Henriques**

*Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, tmartins@lnec.pt, tleitao@lnec.pt, aestela@lnec.pt, mjhenriques@lnec.pt*

## ABSTRACT

Managed Aquifer Recharge (MAR) main purpose is to augment the water availability in aquifers during times of excess to help addressing water scarcity challenges. Besides, these systems can have the goal of improving the quality of the recharged water. One of the main existing challenges of MAR is to control the infiltration rates and avoid clogging due to physical, chemical and biological processes taking place during the transport of water through the unsaturated and saturated zone. Soil-column experiments are frequently used to get information on the soil behaviour under controlled conditions.

In the framework of EU MARSOL project, several soil-column experiments were conducted at LNEC using a soil collected in SB Messines, one of the Algarve demo sites. This paper presents the first results concerning the soil flow rate variations under different conditions, aiming at verifying the soil suitability for infiltration media in basins. The soil capacity for sorption and biodegradation of the pollutants from a wastewater treatment plant (WWTP) are also being tested, but the results are not yet available.

**Key-words:** MAR (Managed Aquifer Recharge); soil-column experiments; SAT (soil-aquifer treatment); flow rate; velocity; permeability.

## 1. INTRODUCTION

In one of the three Portuguese demo sites of MARSOL project (Leitão et al., 2015), PT2_4 – WWTP SB Messines, a soil-aquifer treatment (SAT) system will be built during 2015, using infiltration basins as treatment media to improve water quality, prior to recharge. For that purpose, several soil-column laboratory experiments were planned aiming to choose the most adequate soil layer for the basin fill, taking into consideration the soil permeability and also its capacity for retaining some specific pollutants from the inflow water like nutrients and pharmaceuticals, which increasing concentrations in the environment can be a significant problem.

A set of soil-column experiments was defined and conducted between May 2014 and March 2015 at LNEC to determine the hydraulic characteristics of the local soil. These experiments used as inflow either deionized water and/or wastewater from SB Messines WWTP. The main objective of these tests is to determine the soil infiltration capacity as well as its capacity to retain the wastewater contaminants after secondary treatment, and therefore evaluate the potential for using them in SAT infiltration basins. The latter are also highly dependent on the soil permeability variations since they control the water residence time, and therefore the chemical and biological equilibrium during the infiltration process. Artificial or commercial soils may also be considered at a later stage depending on the results of soil-column experiments.

The results of 5 soil-column experiments concerning the flow rate variations encountered resulting to the different assembling methods are presented. Uncertainty factors are also briefly discussed.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1. Materials

#### 2.1.1. Soil-column apparatus

The soil-column experimental apparatus used consists of a PEAD transparent column with 30 cm height and 5 cm diameter (Fig. 1), used for the soil-column experiments 1, 2 and 3. In soil-column experiments 3 and 4 the PEAD column was 50 cm high with a similar diameter allowing the existence of a controlled height of water on the top of the soil, simulating the conditions of real scale infiltration basins. In all experiments the soil used had the same volume, corresponding to 30 cm height and 5 cm diameter, except for column 3 where the height was 20 cm. The soil-column was attached to a compaction system composed of a standardized weight disk for soil compaction and a ruler for dropping height determination. All columns have a tight lid base with an outlet port which is connected to a sample tube where the outflow water is collected. An inert Teflon membrane filter is added to the soil-column bottom for fine particles retention.

For continuous water injection, a volumetric peristaltic pump was used. For pulse injection, the water was directly poured from a container to the column. Outflow samples were collected at defined periods.

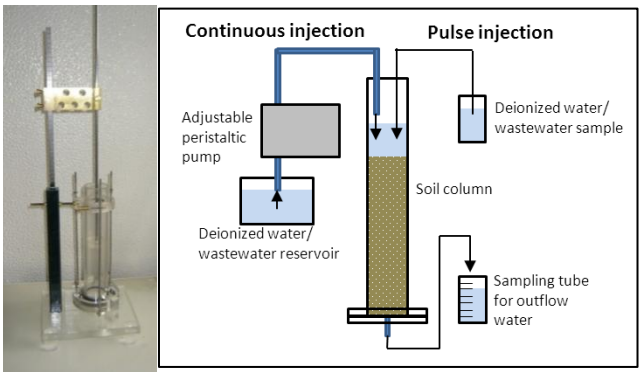



Fig. 1. Soil-column apparatus and diagram of operation

### 2.1.2. Soil preparation

Soil samples were collected at the approximate location of the infiltration site in the outskirts of SB Messines wastewater treatment plant, removing the most superficial layer, and collecting soil from a depth of 5 to 20 cm. The soil was dried at 40°C, the large organic matter (roots, leaves, etc.) was manually removed; afterwards it was quartered and split in equal portions to be representative of the site soil. In addition to the soil-column experiments, soil granulometry, organic matter percentage, carbonate percentage, cation-exchange capacity and clay type were also determined.

For the experiments 2 to 4 the soil, which has the tendency to form clay aggregates, was disaggregated in a mortar and then sieved, having the particles larger than 2 mm excluded from the column filling sample (93% of SBM soil particles are below 2 mm size).

## 2.2. Methods

After the column assembling and the Teflon filter correctly positioned at the bottom end section, the soil-column was filled following the CEN/Technical Specification 14405 (2004): fill the column in 5 cm soil sections packing each section with the weight, dropping it three times over a 20 cm height above it. In this process the whole surface should be covered with the weight disk after three drops for maximum regularization. The surface was then scarified before addition of another 5 cm layer. The process was repeated 5 times until the column was completely filled. The soil column was then weighted. This compaction method was applied to all soil-column experiment except column 5, where the number of weight drops was reduced to two instead of three.

In the top section of columns 4 and 5 a non-reactive permeable layer was used to assure an equal distribution of the input water and minimum disturbance of the first layer of soil during the water injection, also preventing an early clogging process. This layer was composed of Fontainebleu quartz white sand with an approximate thickness of 0.5 cm.

For all 5 soil-column experiments the soil was completely saturated with deionized water from bottom to top for about 16 hours allowing the reduction of air-pockets inside the soil which may have resulted in preferential flow paths for water – Fig. 2. All columns except column 5 started with continuous flow from the top using an automatic peristaltic pump. Column 5 started with pulse injection of approximately 378 ml of deionized water, filling the 20 cm top of the column.

Following Gibert et al. (2015), the transparent parts of the setup were wrapped in aluminium foil to simulate non-light conditions encountered in the subsurface, and to reduce photolithotrophic microorganisms growth of and photodegradation of contaminants.

The experiments were held in different time periods, from a few hours (column 2) to several days (column 3, 4 and 5). For columns 4 and 5 an unsaturation period was considered after every injection period in order to recreate the field conditions for contaminant degradation enhancement through oxygenation process.

The details concerning the 5 soil-column experiments are summarized in Tab. 1. The different experiments aimed to assess the importance that compaction procedures, saturation-desaturation and infiltration water quality can have in the flow rate of the same soil, also for different time periods.

Fig. 2. Bottom to top soil saturation (Column 1)

Tab. 1. Soil-column experiments assembling and procedure details

| | Column 1 | Column 2 | Column 3 | Column 4 | Column 5 |
|---|---|---|---|---|---|
| **Column height (cm)** | 30 | 30 | 30 | 50 | 50 |
| **Soil thickness (cm)** | 30 | 30 | 20 | 30 | 30 |
| **Sieved** | No | Yes | Yes | Yes | Yes |
| **Soil packing** | Specific weight - 3 strikes | Specific weight - 3 strikes | Specific weight - 3 strikes | Specific weight - 3 strikes | Specific weight - 2 strikes |
| **Saturation conditions** | Started saturated Always saturated | Started saturated Always saturated; | Started saturated Always saturated | Started saturated Unsaturated/saturated cycles | Started saturated Unsaturated/saturated cycles |
| **Injection** | Continuous | Continuous | Continuous | Continuous/pulse | Pulse |
| **Inert sand layer on soil top** | No | No | No | Yes (0.5 cm) | Yes (0.5 cm) |
| **Water matrix** | Deionized | Deionized | Deionized/Wastewater | Wastewater | Deionized/Wastewater |
| **Experiment time (days)** | 0.97 (finished) | 0.11 (finished) | 4.25 (finished) | 17.91 (not finished) | 4.46 (not finished) |

## 3. RESULTS AND CONCLUSIONS

The main results are summarized in Tab. 2. Porosity and density present similar values for the 5 columns, although different assembling methods were used. This is also valid for the pore volume values are similar (considering that the pore volume for column 3, with 20 cm, is 173.2 ml × 3/2 is 259.8 ml). The main differences are observed in the flow rates and therefore velocity values. As can be observed in Fig. 3 flow rate tends to naturally decrease over time, mainly in the first 100 minutes. After this period the flow rate continues to decrease but not as fast. Although Fig. 3 only shows flow rates for a period of 600 minutes it was observed that flow rate and velocity keep decreasing over time. The lower flow rates were observed for column 4 (0,01 $cm^3$/min) at the $4^{th}$ cycle of saturation/unsaturation. However, at every injection pulse, the flow rate temporarily increases, certainly due to the increase of the water hydraulic gradient above the soil top.

Tab. 2. Results from soil-column experiments

| | | Column 1 | Column 2 | Column 3 | Column 4 | Column 5 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Porosity (%)** | | 45.9 | 43.1 | 44.1 | 43.4 | 41.8 |
| **Density (g/$cm^3$)** | | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 1.5 | 1.5 |
| **Pore volume (ml)** | | 270.1 | 253.5 | 173.2 | 261.1 | 256.3 |
| **Flow rate ($cm^3$/min)** | **Day 1** | 0.85 | 1.48 | 0.87 | 0.36 | 1.41 |
| | **Experiment time** | 0.85 | 1.48 | 0.79 | 0.36 | 0.81 |
| **Permeability (Darcy) (m/d)** | **Day 1** | 1.36 | 2.52 | 1.45 | 0.59 | 2.64 |
| | **Experiment time** | 1.35 | 2.52 | 1.31 | 0.58 | 1.37 |

Comparing all experiments, column 4 is the one that shows lower flow rate and velocity values. This may result from the fact that injection started with wastewater and not with deionized water. Wastewater itself is more dense then deionized water and has considerable organic and biological loads, therefore increasing the possibility for clogging. Column 5 was tested with wastewater as well but due to the lower compaction presented a hydraulic performance more suitable for the purposes of SAT-MAR.

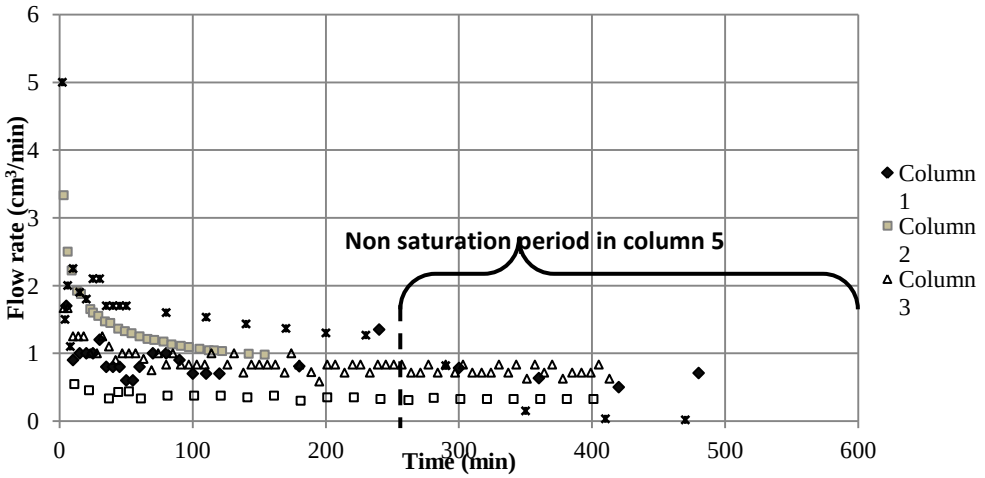



Fig. 3. Time (min) *versus* flow rate ($cm^3$/min) for the initial days of the soil-column experiments

In synthesis, these experiments allowed gathering of information on the long term behaviour, at laboratory scale, of SB Messines soil, providing the first basis for decision regarding its the suitability for MAR processes.

As conclusion, the soil collected in the outskirts of the SB Messines WWTP shows some suitability to be used as a base infiltration layer for the SAT-MAR infiltration basins, in what concerns the infiltration capacity.

Based on the range of laboratory flow rates obtained, in the two basins programed to be constructed (each one with 15x7 m), the wastewater volume that could be infiltrated ranges from 6 - 25 % of the total SB Messines WWTP outflow volume (approx. 900 $m^3$/d).

In the near future an improved layer using this soil (e.g. mixed with a more pervious material) will be tested in soil column experiments, aiming at obtaining higher infiltration rates as well as the necessary retention time for contaminants reduction. Further information about contaminant retention capacity is being collected.

It should be noted that the definition of column assembly and construction methods is an iterative process where the objective is to simplify the reality to the laboratory scale. At the same time, the maximum number of uncertainty factors that can compromise the results have to be eliminated so the soil-column experiment can be as close as possible to reality making easily understandable the processes that take place inside de soil-column.

## ACKNOWLEDGMENTS

The research leading to these results has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no 619120 (Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought – MARSOL).

We thank Agência Portuguesa do Ambiente (APA-ARH Algarve) and Águas do Algarve (AdA) for all their support during this project.

## BIBLIOGRAPHY

Gibert O, Hernandéz M, Vilanova E, Cornellà O (2015) Guidelining protocol for column experiments assessing fate and transport of trace organics - research project DEMEAU, 50 pp.

Leitão TE, Lobo Ferreira JP, Oliveira MM, Martins T, Henriques MJ, Carvalho TM, Martins de Carvalho J, Agostinho R, Monteiro JP, Costa LRD (2015) Deliverable 4.2 South Portugal MARSOL Demonstration Sites Characterisation. EU MARSOL Projet - Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, 78 pp.

Kübeck C, Silver M, Wefer-Roehl A, Leitão TE, Martins T, Henriques MJ, Kurtzman D (2014) Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought Interim Report for the Project Period December 2013 – August 2014, 14 pp.

CEN/TS14405:2004 Technical Specification – Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Up-flow percolation test (under specified conditions), European Committee for Standardization (2004) 25 pp.

# FORMULAÇÃO DE SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO (SSD) PARA A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS EM ZONAS ÁRIDAS

**Nuno BARREIRAS, João NASCIMENTO, Filipe MIGUÉNS, Ana BUXO, Luís RIBEIRO**

*CEHIDRO – Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Avenida Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa,*
*nuno.barreiras@ist.utl.pt, jnascimento@ist.utl.pt, filipe.miguens@ist.utl.pt, ana.buxo@ist.utl.pt, luis.ribeiro@ist.utl.pt*

**RESUMO**

O projecto ADMICCO "Adaptación y Mitigación al Cambio Climático en Zonas Costeras" visou o desenvolvimento de um conjunto de acções que contribuem a médio prazo para a diminuição do impacto negativo das alterações climáticas, em benefício das populações localizadas em oito zonas áridas costeiras do Chile, Perú e Equador. O projecto dotou os decisores políticos e os actores locais de instrumentos que os apoiam nos processos de tomada de decisões sobre a disponibilidade dos recursos hídricos.

O papel do CEHIDRO neste projecto focou-se no desenvolvimento de um Sistema de Suporte à Decisão (SSD) que permite uma planificação integrada e sustentável dos recursos hídricos em cenários de alterações climáticas. Este SSD integra: 1) ferramentas em ambiente SIG, nomeadamente uma base de dados ArcHydro; 2) modelo WEAP (Water Evaluation And Planning System), que modela a disponibilidade nas origens de água e as necessidades dos utilizadores, e 3) uma interface amigável, desenvolvida de raiz para o projecto, que integra a base de dados e o modelo referido e que por sua vez permitirá uma mais fácil disseminação deste produto pelas entidades envolvidas na gestão de recursos hídricos assim como pela população em geral.

Após o desenvolvimento de cenários futuros, apresenta-se neste artigo uma análise dos efeitos das alterações climáticas e da evolução das actividades socioeconómicas na importância dos recursos hídricos subterrâneos para os sistemas de abastecimento.

**Palavras-Chave:** Sistema de Suporte à Decisão; disponibilidade hídrica; necessidades hídricas; alterações climáticas; WEAP.

## 1. INTRODUÇÃO

O projecto ADMICCO "Adaptación y Mitigación al Cambio Climático en Zonas Costeras" surge com o objectivo de abordar distintas vertentes de observação, análise e actuação por parte de várias instituições directa ou indirectamente envolvidas no projecto, no sentido de diminuir o impacto das alterações climáticas entre a população de oito cidades costeiras no Perú, Chile e Equador.

Neste projecto houve a necessidade de integrar uma componente de natureza técnico-científica que permita transferir às entidades destinatárias instrumentos que apoiem processos na toma de decisões sobre a disponibilidade de recursos hídricos. Nesse sentido, o papel do CEHIDRO neste projecto focou-se no desenvolvimento de um Sistema de Suporte à Decisão (SSD) que permite uma planificação integrada e sustentável dos recursos hídricos em cenários de alterações climáticas.

### 1.1. Sistema de Suporte à Decisão

O conceito de Sistema de Suporte à Decisão (SSD) tem sido utilizado, depois da década de 80, de diferentes maneiras e em diferentes enquadramentos segundo o ponto de vista de cada autor.

Para Finlay (1994) o SSD é "um sistema informático que ajuda no processo de toma de decisões". Turban (1995) define especificamente SSD como "sistema de informação interactivo, flexível e adaptável, especialmente desenvolvido para apoiar a resolução de um problema não estruturado e para melhorar a toma de decisões".

Geralmente, o desenvolvimento de um SSD para a gestão de recursos hídricos tem como grandes linhas de orientação:

1) Obter uma ferramenta de gestão dos recuros hídricos que garanta uma distribuição equitativa pelos mais diversos utilizadores de água, nos diferentes anos hidrológicos, utilizando uma interface amigável aplicada a um modelo calibrado.
2) Compreender e gerir de forma integrada a fiabilidade do sistema em satisfazer as necessidades hídricas de água.

Uma estrutura típica de um SSD poderá conter:

1) Uma base de dados (por ex. ArcHydro)
2) Um módulo de simulação da disponibilidade de água nas origens e nos pontos de entrega, que inclua modelos hidrológicos e hidrogeológicos (por ex. MODFLOW) e um modelo de planeamento e gestão dos recursos hídricos à escala de uma bacia hidrográfica, e que calcule se as necessidades hídricas são ou não satisfeitas
3) Uma interface amigável que permita uma fácil disseminação do produto pelas entidades envolvidas na gestão dos recursos hídricos assim como pela população em geral e em cada um dos pontos de entrega aos utilizadores finais, calculando se as suas necessidades de águas são ou não satisfeitas.

### 1.2. Base de Dados ArcHydro

De uma maneira geral, o papel dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) no enquadramento de um projecto assume diversas abordagens e cumpre múltiplos objectivos:

a) Permite gerar novos dados ou organizar dados preexistentes para aplicar técnicas mais clássicas de análise de informação geográfica

b) Constitui um repositório de informação de cada objecto de estudo, com base em processos de validação da informação

c) Define o ponto de situação sobre o conhecimento actual dos processos que ocorrem nos objectos de estudo e permite avaliar lacunas importantes de informação

d) Permite alimentar modelos de simulação que fazem parte de um Sistema de Suporte à Decisão e consequente geração de cenários. Em termos teóricos estes modelos poderão ser, por exemplo, ao nível da qualidade ou quantidade de água como também ao nível da gestão do território, do uso do solo ou de direitos de uso da água e hierarquia de utilizadores, dependendo das necessidades de análise.

No projecto ADMICCO, onde se aplicou esta metodologia, a construção da base de dados ArcHydro contemplou três fases de trabalho distintas:

1) Planeamento estratégico: Corresponde à visão mais conceptual do SIG, onde se identificaram por exemplos os problemas a serem resolvidos pelo sistema e descrição das necessidades dos utilizadores potenciais
2) Desenho do SIG: Corresponde a uma identificação de processos específicos que conduzem o trabalho, por exemplo, para a definição de especificações ao nível do software, hardware, dados, etc. e desenho lógico dos dados.

   É nesta fase que há todo um processo e metodologias preliminares, onde se executam tarefas como recompilação de dados, reorganização e avaliação de dados recebidos e identificação das ferramentas necessárias ao tratamento e manipulação de cada ficheiro.

   É também nesta fase que se se define o desenho da base de dados, materializada num modelo de dados, onde estão descritos todos os objectos da base de dados (tabelas, atributos, relações, etc). Para este passo utilizou-se o modelo de dados ArcHydro, desenvolvido pelo Centro para a Investigação de Recursos Hídricos – CRWR, da Universidade do Texas em Austin em conjunto com a ESRI. A escolha deste modelo resultou do facto de que a base de dados do SIG teria que servir para alimentar os modelos hidrológicos, onde há a necessidade de garantir estruturas de dados adequadas à descrição em detalhe de um sistema hidrológico de uma bacia hidrográfica e também o uso de ferramentas especificamente adaptadas ao cálculo de parâmetros que são posteriormente usados pelos modelos matemáticos.
3) Implementação e manipulação: Tem que ver com os processos inerentes ao software, computadores, acesso à internet, procedimentos de conversão e harmonização dos ficheiros de dados, os passos para o seu armazenamento e actualização da base de dados, o uso ou desenvolvimento de aplicações específicas e também o desenvolvimento de programas de formação de utilizadores.

### 1.3. O sistema WEAP

O WEAP (Water Evaluation And Planning System) é uma ferramenta computacional que se foca num modelo de gestão integrada de recursos hídricos que inclui a disponibilidade nas origens de água e as necessidades dos utilizadores, tendo em conta também a planificação de recursos hídricos e análise de políticas de gestão da água. Operando com base em balanços hídricos, o WEAP é aplicável a várias escalas de estudo, desde sistemas municipais e agrícolas, até sub-bacias isoladas ou bacias hidrográficas complexas. Além disso, o WEAP lida com um largo espectro de casos, como por exemplo, análises de necessidades hídricas por sectores, armazenamento de água, direitos e hierarquias de utilização, simulação de escoamento superficial e subterrâneo,

gestão operacional de albufeiras, necessidades e produção de hidroenergia, avaliação de fontes de poluição, requisitos de ecossistemas e análise de relações custo-benefícios.

As principais capacidades do WEAP são:

a) Base de dados direccionada para o balanço hídrico: proporciona um sistema para manter a informação da disponibilidade de água na origem e necessidades hídricas

b) Ferramenta de criação de cenários: simula a disponibilidade hídrica, abastecimento, escoamento, caudais, armazenamento, origem, tratamento e descarga de contaminantes e qualidade das águas no sistema

c) Ferramenta de análise de políticas: avalia uma gama completa de opções para o desenvolvimento e gestão dos recursos hídricos, e tem em conta os usos múltiplos, conflitos e custos nos sistemas hídricos.

A aplicação do WEAP contempla os seguintes passos:

1) Definição do estudo: estabelecimento dos horizontes de tempo, limites espaciais, componentes do sistema e configuração do problema

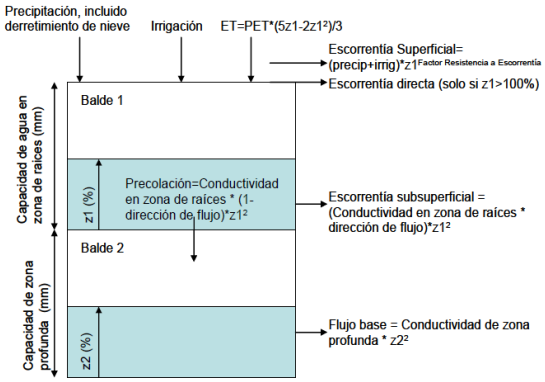
2) Contas correntes: simulação das condições observadas do sistema, nomeadamente das necessidades hídricas, recursos e volumes reais de abastecimento. Este passo representa a etapa onde se constrói e calibra o modelo.

3) Cenários: exploração de alternativas e impactos futuros, nomeadamente no que diz respeito a políticas de gestão de recursos hídricos, relações custo-benefício, cenários climáticos, disponibilidade hídrica, abastecimento, hidrologia e qualidade da água.

4) Avaliação: os cenários são avaliados em relação à quantidade de água disponível, custos e benefícios, compatibilidades com requisitos ambientais e a incerteza associada às variáveis chave.

Para garantir um modelo integrado de gestão de recursos hídricos o WEAP acopla módulos ao seu modelo de gestão de disponibilidades e de utilizadores, tais como o MODFLOW e o modelo de qualidade de água QUAL2K.Permite ainda a ligação a ficheiros de dados de entrada e aplicações desenvolvidas para correr em conjunto com o WEAP.

Dos modelos hidrológicos incluídos no WEAP, o Método de humidade do solo (*Soil Moisture*) é o mais completo, compreendendo os processos que estão descritos e ilustrados na Fig. 1.




z1 – armazenamento de água relativa, dada em percentagem, do total do armazenamento de água na zona não saturada.

z2 – armazenamento de água relativa, dada em percentagem, do total do armazenamento de água na zona saturada.

Fig. 1 – Esquema dos processos envolvidos no método de humidade do solo (WEAP, 2011).

## 2. APLICAÇÃO A UM CASO DE ESTUDO

O projecto ADMICCO envolveu oito casos de estudo, para os quais foram desenvolvidas base de dados em ambiente ArcHydro, cinco Sistemas de Suporte à Decisão tendo como base os modelos WEAP e a simulação de cenários climáticos até ao fim do século XXI.

Um dos casos de estudo foi a Bacia Hidrográfica do rio Chancay-Huaral, localizada na costa do Peru, com uma área de 3046 $km^2$, uma altitude média de 2726 m, e com o rio Chancay-Huaral a apresentar uma extensão máxima de 89 km. O escoamento superficial tem origem na precipitação que ocorre na parte alta da bacia nas lagoas que se alimentam do degelo da Cordilheira dos Andes (ANA, 2011). O caudal médio anual é de 15.7 $m^3/s$, mas conta com vários tributários importantes, como os rios Carác, Lampian, Huataya, Baños, Chillamayo y Añasmayo.

As origens de água para uso agrícola, uma importante actividade económica da região, são o río (67%), as lagoas (12%) e água subterrânea (através de poços (2%) e exsurgências naturais (19%)). Existem vários sistemas de lagoas reguladas como as lagoas Yanauyoc, Yanacocha, Vilcacocha, Uchumachay, Aguashuaman, Quisha, Rahuite, Chancan, Chungar, Yuncan, Caccrayy e o Sistema Puajanca que transvasa o recurso hídrico desde a bacia hidrográfica de Mantaro.

O aquífero Chancay-Huaral é o único aquífero da bacia hidrográfica com boas condições de exploração. Localiza-se na parte terminal do rio que lhe dá o nome, numa zona costeira e árida onde a recarga é feita essencialmente a partir do leito do rio e de retornos com origem na rega existente nas zonas de cultivo ao longo das margens do rio. Para a modelação, dividiu-se o aquífero em margem esquerda e margem direita, assumindo-se como reservas racionalmente exploráveis cerca de 101.80 $hm^3$/ano. A captação é feita em 3209 poços que representam 15.05 $hm^3$/ano e que abastece tanto as zonas de cultivo como as zonas urbanas. A disponibilidade hídrica a partir de exsurgências naturais também é muito significativa e abastece parcialmente algumas comissões de regantes, no vale de Chancay-Huaral.

De forma a estimar a disponibilidade hídrica do Rio Chancay-Huaral, assim como para calibrar o modelo hidrológico, consideraram-se os registos de caudais máximos, mínimos e médios mensais da estação hidrométrica de Santo Domingo. Os dados compilados incluem dados desde 1968 até 2009.

Simulou-se uma série de 100 anos com o objectivo de analisar o impacto de uma redução de 2% na recarga do sistema aquífero, em consequência de uma previsível redução de precipitação até ao final do século XXI, de acordo com o cenário de alterações climáticas A1 do modelo HADCM3.

Na fig. 2 apresentam-se alguns resultados referentes à disponibilidade hídrica subterrânea para o período simulado. Este cálculo, além da variação da recarga directa, considera todas as variáveis do modelo, tais como as necessidades hídricas agrícolas e urbanas crescentes, os cenários climáticos, interacção águas superficiais-subterrâneas, perdas na rede de abastecimento, descargas do aquífero em exsurgências, retornos provenientes da rega, etc..

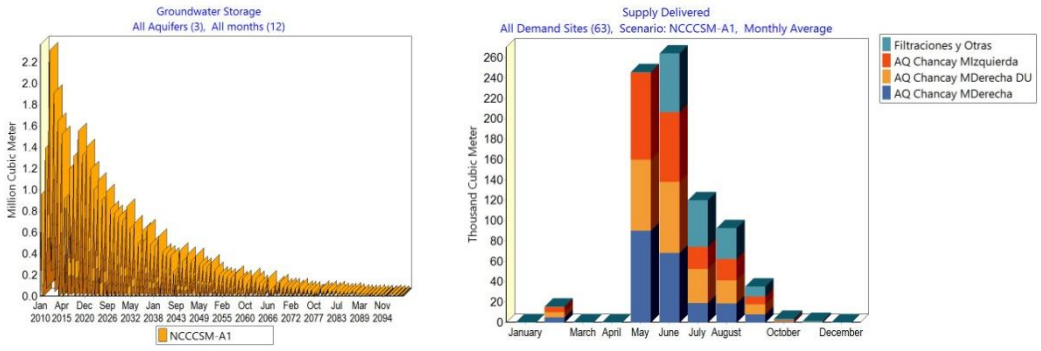



Fig. 2 – Esq.: Disponibilidade hídrica subterrânea no aquífero Chancal-Huaral até ao final do século XXI; Dir: Repartição de volume de água subterrânea por bloco de rega. Valores mensais médios.

A interface amigável, desenvolvida de raiz para o projecto, que inclui a base de dados e o modelo referido permitirá uma mais fácil disseminação deste produto pelas entidades envolvidas na gestão de recursos hídricos assim como pela população em geral. Foi desenvolvida como uma aplicação em ambiente web, com a capacidade de gerir vários acessos em simultâneo estando ligado directamente ao WEAP, que corre as simulações em segundo plano. Esta aplicação, dependente dos privilégios do utilizador, permite vários níveis de acesso aos dados, apesar de todos os tipos de utilizadores terem acesso aos resultados dos modelos.

Os resultados a que os utilizadores têm acesso baseiam-se nos valores brutos exportados pelo WEAP e incluem, por exemplo, gráficos e tabelas com dados da evolução das necessidades hídricas, evolução dos volumes mensais requeridos, meses com demandas não satisfeitas, deficit médio mensal, comparação entre oferta e procura e, além disso, um mapa com todo o esquema hidráulico, no qual se pode explorar os resultados, para os vários cenários climáticos, directamente em cada um dos pontos do modelo.

Esta interface foi ainda desenvolvida de modo a ser replicada para outros modelos WEAP do projecto ADMICCO, e está preparada para ser aplicada a qualquer outro modelo WEAP o que a torna uma ferramenta bastante interessante do ponto de vista da disseminação do SSD e da aplicabilidade a outros casos de estudo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA (2011) Evaluación de recursos hídricos superficiales en la cuenca del río Chancay-Huaral, Estudio, 102pp.

Finlay PN (1994) Introducing decision support systems. Oxford, UK Cambridge, Mass., NCC Blackwell.

Turban, E (1995) Decision support and expert systems: management support systems. N.J., Prentice Hall.

WEAP (2011) WEAP – Water Evaluation and Planning System: User Guide. Stockholm Environment Institute

# DESCARGAS DO SISTEMA AQUÍFERO ALBUFEIRA-RIBEIRA DE QUARTEIRA EM MEIO MARINHO - MÉTODOS E CARTOGRAFIA

**Judite FERNANDES[1], Gabriela CARRARA[2], Pedro TERRINHA[3], Fátima SOUSA[4], Francisco LEITÃO[5], Marisa LOUREIRO[3], Cristina ROQUE[3], João NOIVA[3], Dmitri BOUTOV[4], Pedro RANGE[5], Amélia DILL[5], Costa ALMEIDA[1]**

*1. LNEG, Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Alfragide, judite.fernandes@lneg.pt, calmeida96@gmail.com;*

*2. Geophi, Bologna - Italy, gcarrara67@gmail.com*

*3. IPMA, Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Lisboa, pedro.terrinha@ipma.pt, marisa.loureiro@ipma.pt, cristina.roque@ipma.pt, joao.noiva@ipma.pt*

*4. Centro de Oceanografia, Universidade de Lisboa, Lisboa, fsousa@fc.ul.pt,dboutov@fc.ul.pt*

*5. Universidade do Algarve, Faro, fleitao@ualg.pt, prange@ualg.pt, adill@ualg.pt*

## RESUMO

Descreve-se a metodologia aplicada e resultados obtidos na cartografia de descargas de água subterrânea na plataforma continental na frente de descarga do Sistema Aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira.

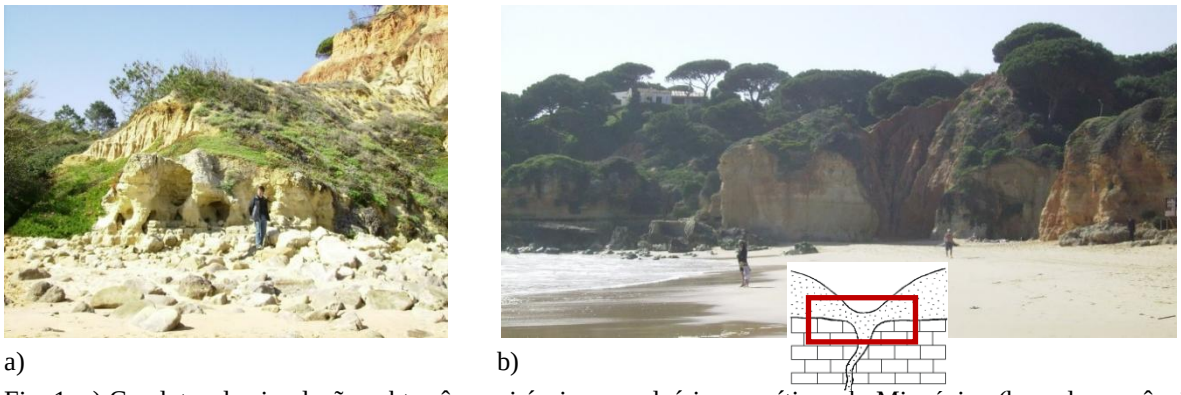
**Palavras-Chave:** DAS; plataforma continental; Sistema Aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira.

## 1. INTRODUÇÃO

Ao longo da costa algarvia estão identificados diversos sistemas aquíferos com capacidade e sentidos de fluxo favoráveis à ocorrência de descargas de água subterrânea em meio marinho (DAS). Os trabalhos de investigação aqui descritos foram realizados no âmbito do Projecto de I&D "FREEZE – Submarine FREshwater dischargEs: characteriZation and Evaluation study on their impact on the Algarve coastal ecosystem" (PTDC/MAR/102030/2008) cujo objectivo principal consistiu em cartografar as descargas do Sistema Aquífero Albufeira – Ribeira de Quarteira (ARQ) na plataforma continental.

## 2. ENQUADRAMENTO

O ARQ, situado imediatamente a sul do Sistema Aquífero Querença-Silves, entre a falha e diapiro de Albufeira a oeste e a falha e ribeira de Quarteira a leste, é um sistema aquífero costeiro cujo limite a sul se situa na plataforma continental. É suportado por um aquífero cársico que se desenvolve nos calcários, calcários dolomíticos e dolomitos, do Jurássico, que afloram no planalto do Escarpão, topograficamente mais elevado, a que se segue para sul, na direcção da linha de costa, um aquífero misto, cársico e poroso, nos biocalcarenitos, arenitos e calcários areníticos da Formação de Lagos-Portimão, do Miocénico. As bancadas de calcário desta formação estão muito carsificadas, sendo visível ao longo das praias, na frente de descarga do sistema aquífero, a intersecção de condutas (Fig.1a), dolinas de subsidência (Fig.1b) e de colapso e grutas. Francés et al. (2015) identifica formas cársicas em perfis de tomografia de resistividade eléctrica ao longo da linha de costa (transecto A) e em profundidade.



a) b)

Fig. 1. a) Condutas de circulação subterrânea visíveis nos calcários areníticos do Miocénico (base da sequência), segue-se para o topo, arenitos finos carbonatados amarelos do Miocénico e arenitos argilosos vermelhos do Plio-quaternário e b) Dolina de subsidência no Miocénico preenchida pelos arenitos argilosos vermelhos do Plio-quaternário, ambas observáveis na praia dos Olhos de Água a E e a W, respectivamente.

A circulação subterrânea no Miocénico contribui para uma carsificação muito activa, sendo possível identificar áreas na zona de afloramento do Plio-quaternário com inúmeras e pequenas dolinas de subsidência, devido ao preenchimento progressivo pelos arenitos argilosos do Plio-quaternário de condutas do Miocénico que vão sendo sucessivamente alargadas, reflectindo-se na superfície topográfica em campos com pequenas depressões.

a) b) c)

Fig. 2. Dolinas de subsidência progressiva, a) observação de campo, b) em imagem de satélite e c) à escala do sistema aquífero (linha rosa) campos de dolinas delimitados a verde.

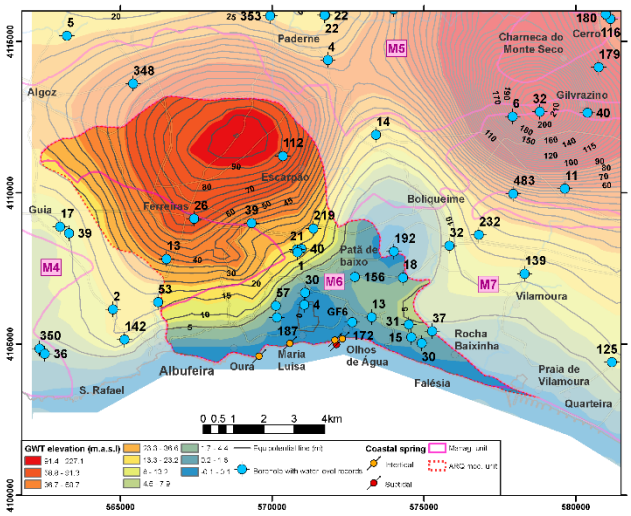



Fig. 3. Superfície piezométrica regional (linhas equipotenciais de 5 em 5 m) gerada a partir da mediana do potencial hidráulico de 91 furos (nº de valores para o cálculo da mediana encontra-se junto ao furo em label). A GWT elevation possui 10 classes que correspondem aos quantis (cada classe contém 10% dos valores). Retirado de Francés et al. 2015.

A zona de recarga directa é no planalto do Escarpão onde o potencial hidráulico é mais elevado. A circulação subterrânea processa-se de norte para sul (fig. 3), com numerosas nascentes junto à praia nos Olhos de Água, 1 na Praia Maria Luísa e 1 na Oura. A partir do planalto existem fluxos divergentes para N e NE com exsurgências na ribeira de Quarteira. Para além destas, a ribeira de Quarteira, recebe descarga do SA Querença-Silves a partir das nascentes de Paderne, a jusante é influente com numerosos sumidouros e no troço terminal já é efluente funcionando como um eixo de drenagem. No caso do ARQ sabe-se que há conexão hidráulica entre Jurássico e Miocénico, quando as formações contactam directamente. Por vezes, as margas e calcários do Cretácico estão presentes entre estas duas formações, devendo no entanto existir recarga diferida, do Jurássico para o Miocénico, bem como do Plio-quaternário para o Miocénico. Há um diaclasamento com direcções NW-SE e NE-SW, quer onshore quer offshore, que condiciona o traçado de ribeiras, o recorte da linha de costa, a morfologia da plataforma e numerosas falhas regionais com aquelas direcções e de direcção N-S.

A aplicação de um modelo 2D vertical mostra que para uma recarga efectiva de 10,2 $hm^3$/ano, 8,76 $hm^3$/ano dos quais ocorre no planalto do Escarpão, considerando um volume de extracções de 2 $hm^3$/ano maioritariamente sobre o aquífero do Miocénico, os valores de condutividade hidraúlica já calibrados indicam que existe um volume de recursos de 3,27 $hm^3$/ano que circula para o offshore até 5000 m da costa (Hugman et al., 2015).

## 3. METODOLOGIA

Com o objectivo de compreender a geometria das formações geológicas, a estrutura da plataforma continental e cartografar as DAS do ARQ, realizaram-se duas campanhas de perfis de reflexão sísmica de alta resolução, perfazendo mais de 200 km, em Maio de 2010 e Abril de 2011. A batimetria de alta resolução foi gerada a partir de dados adquiridos com uma sonda multifeixe e, as particularidades morfológicas, confirmadas com imagens adquiridas por side scan sonar. Realizaram-se 3 campanhas de medição de CTD (condutividade eléctrica, temperatura e profundidade em Novembro de 2012 (59 estações, profundidades a variar entre 8 e 30 m), Abril de 2013 (42 estações, prof. entre 2 e 14 m) e Novembro de 2013 (97 estações, prof. entre 7 e 22 m) na plataforma em frente da descarga do ARQ e numa zona de controlo junto a Albufeira, com a distância máxima de 3 milhas náuticas da costa (≈ 5,6 km). Sobre as descargas infratidais a sul dos Olhos de Água, a 120 m da praia e na batimétrica de 4 m (fig. 3), efectuaram-se medições com uma sonda de CTD orientada por mergulhadores.

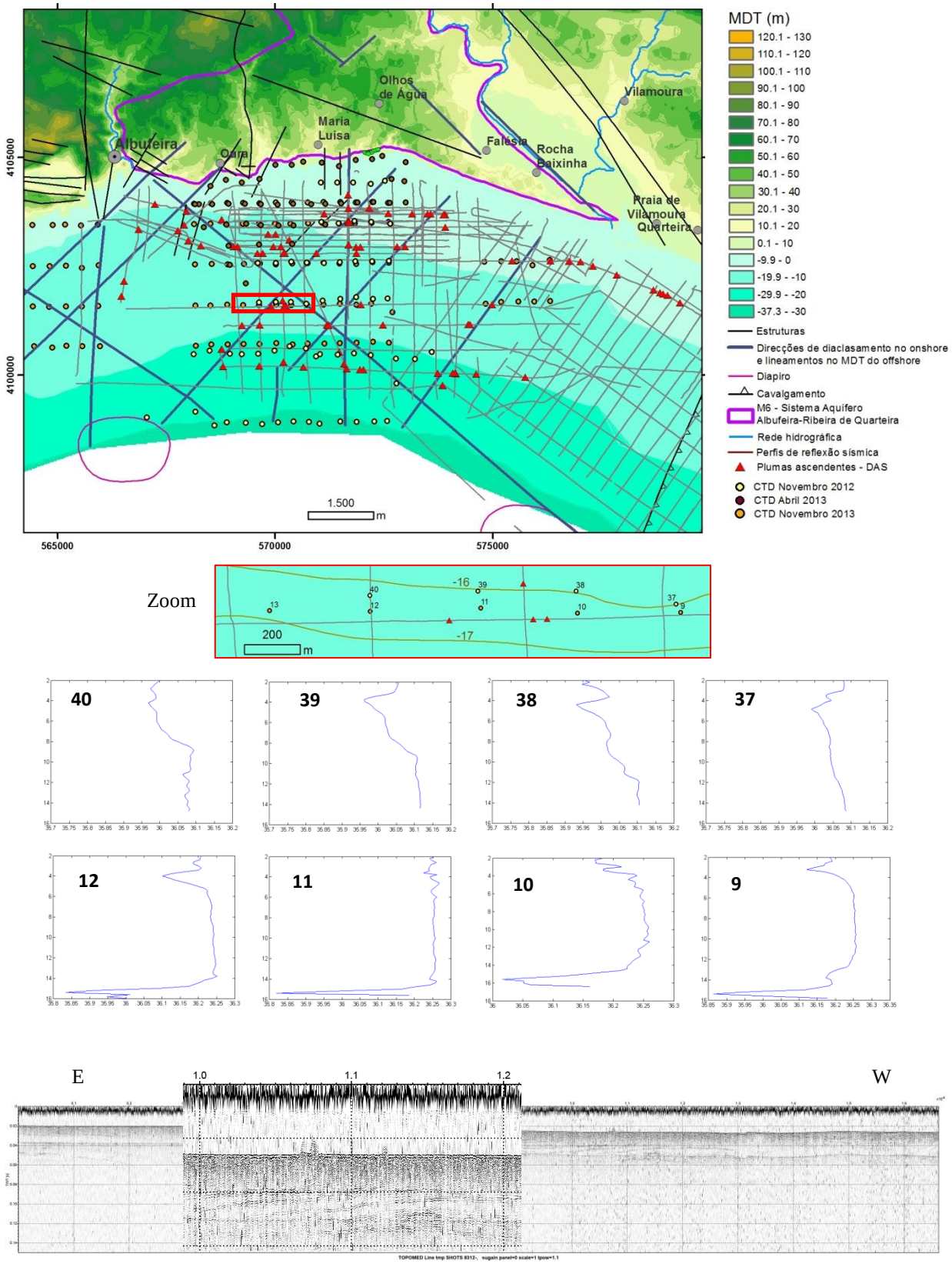



Fig. 4. Localização dos perfis de reflexão sísmica e de campanhas de CTD na plataforma na frente de descarga do Sistema Aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira. O rectângulo vermelho corresponde ao zoom indicado no mapa, com a localização de parte da linha sísmica F 5-1504 (perfil de reflexão sísmica em baixo) onde se identificaram 3 plumas ascendentes e a localização das estações de CTD mais próximas (perfis de CTD em gráficos).

## 4. RESULTADOS, DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

A água que circula nas formações do Miocénico apresenta, nas captações, uma condutividade eléctrica de 800 a 1200 µS/cm e 19ºC de temperatura, nas nascentes intertidais dos Olhos de Água, 3000 µS/cm e 19-20ºC, e nas descargas infratidais, em Julho de 2013, 9000 µS/cm e 19,8ºC (medições orientadas com mergulho) enquanto a água do mar apresentava 56000 µS/cm e 21,5 ºC.

A interpretação dos perfis de reflexão sísmica mostrou que as formações miocénicas se prolongam para a plataforma com uma suave inclinação para S-SE (Roque e Carrara *in* Freeze, 2014). Encontram-se cobertas pelas formações do Pliocénico, que na plataforma deverão corresponder a areias lavadas, com conteúdo em argilas menor que no onshore, não havendo contudo sondagens que o comprovem. Terrinha et al. (2014) identificou algumas falhas de direcção NE-SW. A batimetria confirma a existência de uma escarpa NE-SW onde se dá a transição rocha-areia, já identificada por Teixeira (1998) *in* Freeze (2014), alinhada com estas falhas.

Detectaram-se numerosas perturbações na coluna de água que correspondem a DAS (fig. 4). Tomando como exemplo a linha sísmica E-W (zoom na fig. 4), a 3300 m da linha de costa, visualizam-se 3 plumas ascendentes. Os perfis de CTD (9, 10, 11 e 12) de Nov 2013, próximos destas plumas, mostram variações de salinidade de 0,4 junto ao fundo. Os perfis de CTD (37, 38, 39 e 40) de Nov 2012, mais distanciados, intersectam a ascenção de uma pluma no topo do perfil. Com efeito, estas águas menos densas tendem a ascender até à superfície oceânica, condicionadas pela intensidade do caudal de descarga e pela dispersão e mistura causada pelas correntes marinhas. Sousa et al. (2014) identifica um alisamento numa imagem SAR (Radar de Abertura Sintética) e Francés *in* Freeze (2014) identifica variações de temperatura na superfície oceânica em imagens Landsat, ambos sobre locais com DAS.

As DAS localizam-se em corredores correspondentes às antigas linhas de costa, ao longo de alinhamentos estruturais como diaclases e falhas, e em maior número no sector W da plataforma, talvez devido à menor profundidade do Miocénico que chega a aflorar na plataforma em frente a Albufeira. Identificou-se um alinhamento N-S de DAS na plataforma que corresponde, na costa, ao fecho W da praia dos Olhos de Água, subparalelo às falhas de Albufeira e Oura. O regime transgressivo que sucede ao Younger Dryas, no Pleistocénico superior, tem provocado sucessivos recuos da linha de costa. Estão identificadas, nesta área, paleolinhas de costa entre as batimétricas de 60 a 40 m e de 20 a 13 m. A geologia, hidrografia e hidrogeologia dessa época não diferiam da actualidade, com escoamentos superficial e subterrâneo para sul e nascentes nas paleolinhas de costa, que permanecem activas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Francés AP, Ramalho E, Fernandes J, Groen M, Hugman R, Khalil MA, De Plaen J & Monteiro Santos FA Contribution of hydrogeophysics to the hydrogeological conceptual model of the Albufeira-Ribeira de Quarteira coastal aquifer in Algarve, Portugal. Hydrogeology Journal, 2015, Revisions submitted (March 2015).

FREEZE (2014) Submarine FREsh water dischargEs: characteriZation and Evaluation (PTDC/MAR/102030/2008). 2010 – 2013: Activity Report. Elaborado por LNEG, IPMA, UALG, FCUL e IST, e entregue à FCT em 2014, 164p.

Hugman R, Monteiro JP, Stigter T (2015) Extensão Offshore da Descarga da Água Doce Submarina do Sistema Aquífero Albufeira-Ribeira de Quarteira (M6). Proceedings do 10º Seminário de Água Subterrânea, Évora, 9 e 10 de Abril.

Sousa FM, G Carrara, J Fernandes, D Boutov, M Loureiro, F Leitão, P Range e A Machado, 2014. Submarine Groundwater Discharges at Olhos de Água area, Algarve – some results of the CTD surveys. Proceedings of 8ª Assembleia Luso Espanhola de Geodesia e Geofísica, (eds. B. Caldeira, J. Barrenho, J.F. Borges, J. Pombinho, M.J. Costa, M.R. Duque, M. Bezzeghoud e R. Salgado), ISBN: 978-989-98836-0-4, p. 503-507.

Terrinha P, Noiva J, Carrara G, Fernandes J, Roque C, Pinheiro L, (2014). Neogene and Quaternary seismostratigraphy and tectonics offshore Albufeira and Quarteira: implications on the paleogeography and submarine freshwater discharges. Proceedings do IX Congresso Nacional de Geologia (IX CNG) e do 2º Congresso de Geologia dos Países de Língua Portuguesa (2º CoGePLiP), Porto, (Portugal), 4p

.

# CARACTERIZAÇÃO HIDROQUÍMICA E ESTIMATIVA DA RECARGA POR BALANÇO DE CLORETOS NO AQUÍFERO MIO-PLIOCÉNICO DO TEJO, NA PENÍNSULA DE SETÚBAL

**Ana C. MEDEIROS[1], Luís RIBEIRO[1], M. Rosário CARVALHO[2], Manuela SIMÕES[3]**

*1. CEris, Departamento de Engenharia Civil, IST, Universidade de Lisboa, Avenida Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, anamedeiros@tecnico.ulisboa.pt, luis.ribeiro@ist.utl.pt*

*2. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, IDL, Campo Grande 1749-016 Lisboa, mdrcarvalho@fc.ul.pt*

*3. GeoBioTec, Departamento de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNL, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, mmsr@fct.unl.pt*

## RESUMO

A Massa de Água do Tejo-Sado, Margem Esquerda, desenvolve-se em formações do Quaternário ao Miocénico. Com base em dados analíticos reportados nos relatórios técnicos de 19 furos de pesquisa e captação de água subterrânea, situados na Península de Setúbal, foi efetuada a caracterização da fácies hidroquímica das águas captadas e o balanço de cloretos relativamente à água de precipitação. Os furos encontram-se a captar diversas profundidades (entre as cotas 110 e -549 m) e intercetam três níveis produtivos: 1) aquífero superior livre nas areias com intercalações argilosas do Plio-Pleistocénico; 2) aquífero intermédio, confinado a semiconfinado nos arenitos e calcarenitos do Plio-Miocénico; 3) aquífero inferior, confinado, nos calcarenitos, arenitos e calcários do Miocénico Médio a Inferior.

As fácies hidroquímicas predominantes nesta Massa de Água são a cloretada sódica, cálcica e magnesiana no nível aquífero superior e a bicarbonatada/carbonatada sódica/cálcica no nível aquífero subjacente. O balanço de cloretos permitiu estimar taxas de infiltração para o conjunto entre 1% e os 44%.

**Palavras-Chave:** fácies hidroquímica; balanço de cloretos; taxa de infiltração; Sistema Aquífero do Tejo-Sado/Margem Esquerda; Península de Setúbal.

## 1. INTRODUÇÃO

A composição físico-química da água subterrânea pode relacionar-se com o percurso subterrâneo, desde o local de recarga até ao ponto de emergência. A fácies hidroquímica é útil na caracterização de litologias atravessadas, relacionáveis com unidades hidrostratigráficas, bem como na definição do fluxo subterrâneo.

A composição química da água pode também ser utilizada para estimar a taxa de recarga em aquíferos. O método de balanço de cloretos pode ser utilizando em estudos na zona saturada e na zona não saturada (Scalon *et al*., 2002). No primeiro caso, o método utiliza as concentrações do ião cloreto ($Cl^-$) na água da chuva e na água subterrânea para estimar a taxa de infiltração em relação à precipitação observada na região.

Como o ião $Cl^-$ é muito estável e conservativo em solução aquosa, sendo dificilmente afetado por processos químicos durante a infiltração, pode ser utilizado como traçador permitindo estimar taxas de recarga (Custodio & Llamas, 2001; Appelo & Postma, 2005). Este método considera que a concentração do ião $Cl^-$ na água subterrânea é o resultado do balanço entre a infiltração da água da chuva e a evapotranspiração, uma vez que apenas uma percentagem da precipitação alcança o aquífero (neste caso considerou-se que o escoamento superficial directo não é relevante). A diferença entre a precipitação total e a que chega à zona saturada (recarga, $R$) é a que se perde por evapotranspiração ($R = P_T - E$). A recarga e, consequentemente, a evapotranspiração, pode ser calculada comparando as concentrações de $Cl^-$ na água subterrânea e na água da chuva [Eq. 1, 2 e 3], sendo $E$ o valor da evapotranspiração anual (mm/ano); $P_T$ o valor da precipitação média anual (mm/ano); $C_P$ a concentração de $Cl^-$ na água da chuva ($mgL^{-1}$) e $C_A$ a concentração de $Cl^-$ na água subterrânea ($mgL^{-1}$) e $R$ (%) a taxa de infiltração ou a percentagem da precipitação que chega à zona saturada.

$$E = P_T - \frac{C_P \times P_T}{C_A} \qquad \textit{[Eq. 1]}$$

Ou seja,

$$R(mm/ano) = \frac{C_P \times P_T}{C_A} \qquad \textit{[Eq. 2]}$$

Ou ainda,

$$R(\%) = \frac{C_P}{C_A} \times 100 \qquad [Eq.\ 3]$$

## 2. ENQUADRAMENTO

A Península de Setúbal situa-se na parte ocidental do sistema aquífero da Bacia do Tejo-Sado, Margem Esquerda, T3 (Almeida *et al*., 2000). Abrange a área de 9 municípios da região metropolitana de Lisboa, a saber: Alcochete (128 km$^2$), Almada (70 km$^2$), Barreiro (36 km$^2$), Moita (55 km$^2$), Montijo (349 km$^2$), Palmela (465 km$^2$), Seixal (96 km$^2$), Sesimbra (195 km$^2$) e Setúbal (230 km$^2$).

A unidade Hidrogeológica da Bacia do Tejo-Sado é constituída por um sistema aquífero multicamada muito complexo que se formou nos depósitos sedimentares do Terciário e Quaternário. Na Península de Setúbal, intercalações de areias, argilas e carbonatos formam uma estrutura complexa de aquíferos, aquitardos e aquiclusos, intercalados, com desenvolvimento variável, em profundidade e em extensão, de acordo com a espessura das camadas e a continuidade lateral. Assim, é comum diferenciar para a Península a existência de um aquífero superior livre nas camadas detríticas com intercalações argilosas do Plio-Pleistocénico; um aquífero intermédio confinado a semiconfinado nas areias do Pliocénico Inferior e nos calcarenitos do Miocénico (Helveciano Superior); e um outro aquífero inferior confinado, por um espesso conjunto de margas e argilas, nas unidades greso-calcárias do Miocénico Médio a Inferior.

A recarga do sistema aquífero é oriunda da precipitação por infiltração nas terras altas e nos leitos das ribeiras, sendo de assinalar fenómenos de drenância vertical descendente e ascendente.

O sistema tem sido objeto de alguns estudos dos quais se destacam, por ter sido pioneiro, o Projeto Setúbal (PNUD/POR/77/015), de onde resultou um modelo matemático para a totalidade do sistema (DGRAH, PNUD, 1980). Este estudo estimou os recursos renováveis em 1100 hm$^3$/ano e a taxa de recarga direta a partir da precipitação da ordem dos 20%.

## 3. METODOLOGIA

A caracterização da fácies hidroquímica da água subterrânea dos aquíferos da Península de Setúbal baseou-se na composição físico-química da água captada em 19 furos (F1 a F19), que consta nos boletins de análise anexos aos relatórios técnicos das obras de pesquisa e construção de captações (Fig. 1, Tab. 1). As análises foram efetuadas aquando da conclusão e desenvolvimento das captações.

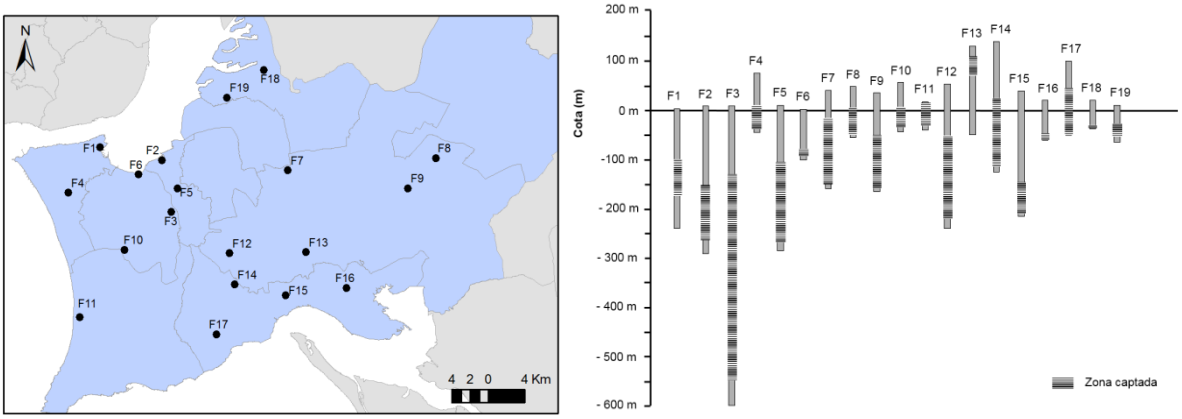



Fig. 1. Localização dos furos com boletins de análise físico-química da água subterrânea considerados para a caracterização da fácies hidroquímica e identificação das profundidades alcançadas e da zona captada.

A fácies hidrogeoquímica de cada água foi determinada graficamente através da projeção da concentração em iões maiores num diagrama triangular de Piper.

Para o cálculo da precipitação média anual na área em estudo foram consideradas a séries das estações climatológicas de Alcochete, Monte de Caparica, V. N. de Azeitão e Águas de Moura. A precipitação média anual, ponderada pela área de influência de cada uma das estações na área de estudo, foi estimada em 631 mm/ano.

A análise à água da chuva com determinação da concentração de $Cl^-$ foi feita por cromatografia iónica de amostras da precipitação ocorrida entre os dias 19 e 30 de Novembro de 2010 no Monte de Caparica e em Lisboa

(Laboratório de Hidroquímica do Departamento de Ciências da Terra, FCT/UNL). Obtiveram-se concentrações de ião cloreto de 2,28 $mgL^{-1}$ a 11,72 $mgL^{-1}$, com uma média de 4,60 $mgL^{-1}$.

Tab. 1. Composição química da água subterrânea dos furos de captação utilizados na caracterização da fácies hidroquímica (valores em $mgL^{-1}$).

| Furo | Cotas dos ralos (m) | Data da análise | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $Na^{+} + K^{+}$ | $CO_3^{2-} + HCO_3^{-}$ | $Cl^{-}$ | $SO_4^{2-}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **F1** | -92 a -172 | 1992 | 81,6 | 13,5 | 57,3 | 140,0 | 120,7 | 56,4 |
| **F2** | -153 a -264 | 1974 | 52,4 | 8,5 | 33,1 | 217,2 | 36,2 | 6,4 |
| **F3** | -132 a -549 | 1976 | 5,0 | 2,6 | 107,6 | 193,9 | 49,7 | 21,4 |
| **F4** | 8 a -39 | 1973 | 20,4 | 11,2 | 63,9 | 68,3 | 103,7 | 25,0 |
| **F5** | -107 a -269 | 1992 | 18,2 | 2,7 | 21,7 | 80,0 | 36,9 | 8,0 |
| **F6** | -78 a -96 | 1974 | 34,2 | 5,3 | 41,4 | 109,8 | 71,7 | 4,1 |
| **F7** | -16 a -149 | 1972 | 6,0 | 0,5 | 147,0 | 236,7 | 88 | 17,6 |
| **F8** | 6 a -50 | 1992 | 5,1 | 2,4 | 20,6 | 15,0 | 35,5 | 2,5 |
| **F9** | -50 a -157 | 1990 | 12,6 | 3,2 | 20,0 | 70,0 | 26,6 | 6,0 |
| **F10** | -7 a -32 | 1978 | 9,6 | 5,3 | 38,8 | 58,6 | 53,2 | 6,4 |
| **F11** | -15 a -31 | 1973 | 43,6 | 6,6 | 64,9 | 102,5 | 116,4 | 27,7 |
| **F12** | -58 a -219 | 1987 | 19,0 | 2,6 | 23,3 | 58,6 | 35,5 | 4,9 |
| **F13** | 110 a 72 | 1969 | 54,9 | 29,2 | 64,2 | 344 | 40,5 | 45,6 |
| **F14** | 23 a -112 | 1988 | 108,8 | 20,4 | 44,9 | 386,7 | 51,1 | 42,7 |
| **F15** | -144 a 210 | 1972 | 79,2 | 22,8 | 104,7 | 292,8 | 161,9 | 44,1 |
| **F16** | -47 a -57 | 1969 | 2,8 | 2,2 | 21,4 | 14,6 | 29,1 | 5,3 |
| **F17** | 47 a -48 | 1981 | 10,8 | 97,9 | 35,6 | 510,0 | 51,1 | 16,8 |
| **F18** | -31 a -35 | 1966 | 8,4 | 6,6 | 49,2 | 70,8 | 62,5 | 7,1 |
| **F19** | -25 a -52 | 1995 | 13,2 | 4,1 | 49,0 | 50,0 | 62,6 | 6,9 |

## 4. RESULTADOS

Obtiveram-se as classificações hidrogeoquímicas descritas na Tab. 2. A Fig. 2 mostra a projeção das respetivas análises num diagrama de Piper.

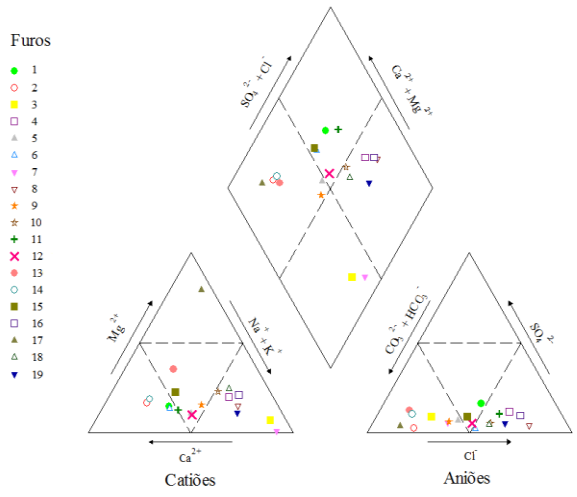



Fig. 2. Projeção em diagrama triangular de Piper da composição química, em iões maiores, da água subterrânea captada em furos selecionados na Península de Setúbal.

Tab. 2. Fácies hidrogeoquímica correspondentes a cada água analisada.

| Furo | Fácies Hidrogeoquímica |
|---|---|
| **F1** | Cloretada a bicarbonatada cálcica |
| **F2** | Bicarbonatada cálcica |
| **F3** | Bicarbonatada sódica |
| **F4** | Cloretada sódica |
| **F5** | Bicarbonatada calco-sódica |
| **F6** | Cloretada cálcica |
| **F7** | Bicarbonatada sódica |
| **F8** | Cloretada sódica |
| **F9** | Bicarbonatada sódico-cálcica |
| **F10** | Cloretada sódica |
| **F11** | Cloretada cálcica |
| **F12** | Cloretada a bicarbonatada calco-sódica |
| **F13** | Bicarbonatada calco-magnesiana |
| **F14** | Bicarbonatada cálcica |
| **F15** | Bicarbonatada a cloretada calco-sódica |
| **F16** | Cloretada sódica |
| **F17** | Bicarbonatada magnesiana |
| **F18** | Cloretada sódica |
| **F19** | Cloretada sódica |

Os valores das taxas de recarga calculados utilizando a Eq. 2 encontram-se referidos na Tab. 3. Os valores mínimos e máximos resultam da utilização dos valores extremos de concentração de $Cl^{-}$ na água da chuva.

Tab. 3. Taxa de infiltração na Península de Setúbal pelo método do balanço de Cloretos (AS = água subterrânea).

| Furo | $Cl^-$ AS ($mgL^{-1}$) | R min. (mm/ano) | R máx. (mm/ano) | R méd. (mm/ano) | R min. (%) | R máx. (%) | R méd. (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **F1** | 120,7 | 11,9 | 61,3 | 24,0 | 1,9 | 9,7 | 3,8 |
| **F2** | 36,2 | 39,7 | 204,3 | 80,2 | 6,3 | 32,4 | 12,7 |
| **F3** | 49,7 | 28,9 | 148,8 | 58,4 | 4,6 | 23,6 | 9,3 |
| **F4** | 103,7 | 13,9 | 71,3 | 28,0 | 2,2 | 11,3 | 4,4 |
| **F5** | 36,9 | 39,0 | 200,4 | 78,7 | 6,2 | 31,8 | 12,5 |
| **F6** | 71,7 | 20,1 | 103,1 | 40,5 | 3,2 | 16,3 | 6,4 |
| **F7** | 88 | 16,3 | 84,0 | 33,0 | 2,6 | 13,3 | 5,2 |
| **F8** | 35,5 | 40,5 | 208,3 | 81,8 | 6,4 | 33,0 | 13,0 |
| **F9** | 26,6 | 54,1 | 278,0 | 109,1 | 8,6 | 44,1 | 17,3 |
| **F10** | 53,2 | 27,0 | 139,0 | 54,6 | 4,3 | 22,0 | 8,6 |
| **F11** | 116,4 | 12,4 | 63,5 | 24,9 | 2,0 | 10,1 | 4,0 |
| **F12** | 35,5 | 40,5 | 208,3 | 81,8 | 6,4 | 33,0 | 13,0 |
| **F13** | 40,5 | 35,5 | 182,6 | 71,7 | 5,6 | 28,9 | 11,4 |
| **F14** | 51,12 | 28,1 | 144,7 | 56,8 | 4,5 | 22,9 | 9,0 |
| **F15** | 161,9 | 8,9 | 45,7 | 17,9 | 1,4 | 7,2 | 2,8 |
| **F16** | 29,1 | 49,4 | 254,1 | 99,7 | 7,8 | 40,3 | 15,8 |
| **F17** | 51,1 | 28,2 | 144,7 | 56,8 | 4,5 | 22,9 | 9,0 |
| **F18** | 62,5 | 23,0 | 118,3 | 46,4 | 3,6 | 18,8 | 7,4 |
| **F19** | 62,6 | 23,0 | 118,1 | 46,4 | 3,6 | 18,7 | 7,3 |

## 5. CONCLUSÕES

A composição química das águas captadas em diferentes formações reflete a variabilidade exibida nos diferentes níveis aquíferos. As águas de fácies cloretada sódica (e por vezes cálcica ou magnesiana) são captadas em níveis de areias e arenitos, por vezes com componente argilosa e rara componente calcária (nas cotas mais elevadas) e águas onde dominam alternadamente os iões bicarbonato/carbonato e sódio/cálcio são captadas em níveis com importante componente calcária (em maior profundidade).

As taxas de recarga exibem uma grande variação de valores mesmo para águas captadas a cotas semelhantes. A taxa de recarga mais baixa obtida foi de 1,4% e a mais elevada 44,1%, considerando os valores extremos de concentração de $Cl^-$ na água da chuva. A taxa de recarga média estimada para a zona de estudo é de 9% da precipitação média anual (631 mm), que equivale a uma recarga média de aproximadamente 57 mm/ano.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida C, Mendonça J JL, Jesus RM, Gomes AJ (2000). Sistemas Aquíferos de Portugal Continental, INAG / CGUL, Lisboa. 661 p.

Appelo CAJ, Postma D (2005) Geochemistry, groundwater and pollution, 2nd ed. A. A. Balkema Publishers, Amsterdam, 649 p.

Custodio E, Llamas MR (2001). Hidrología Subterranea, Tomo I, 2ª ed. Ediciones Omega, Barcelona, 1157 p.

Fetter CW (1994). Applied Hydrogeology, 3rd ed. Macmillan College Publishing, Inc., New York, 616 p.

Scalon B, Healy RW, Cook PG (2002) Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge, Hydrogeology Journal, 10(1): 18-39.

# APLICAÇÃO DO MÉTODO WTF EM SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS COM FLORESTA E CAMPO NATIVO NO MUNICÍPIO DE ROSÁRIO DO SUL – RIO GRANDE DO SUL/BRASIL

**Cristiane DAMBRÓS[1], José Luiz SILVÉRIO DA SILVA[2]**

*1. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" UNESP- Rio Claro/SP - Brasil, cristianedambros@gmail.com*
*2. Universidade Federal de Santa Maria – UFSM - Santa Maria/RS - Brasil, silverioufsm@gmail.com*

## RESUMO

Várias técnicas estão disponíveis para quantificar a recarga das águas subterrâneas. A recarga foi estimada com base nas flutuações do lençol freático. A área de estudo pertence a zona de afloramentos (ZA) do Sistema Aquífero Guarani (SAG), localizadas na borda da Bacia Sedimentar do Paraná, no município de Rosário do Sul, Estado do Rio Grande do Sul, extremo Sul do Brasil. Cinco poços de monitoramento foram instalados em profundidades entre 10 a 20 metros. Os níveis de flutuação de águas subterrâneas foram registrados durante dois anos (2009 - 2011) em registradores automáticos de nível e comparadas duas sub-bacias com diferentes usos da terra, campo nativo em área de 21 hectares e floresta de eucaliptos em área de 85 hectares. O método *Water Table Fluctuation* (WTF) foi usado em um aquífero livre pertencente a Formação Pirambóia. A série de registros de nível de água subterrânea foi de longa duração. A recarga de água subterrânea foi estimada num longo período de duração de 721 dias. Essa recarga foi de 170 milímetros na sub-bacia de campo nativo e, variando entre 60 a 220 milímetros, na sub-bacia com floresta de eucaliptos nos distintos poços de monitoramento. O intervalo de recarga apresentou variação entre 4,71% a 5,65% da precipitação total anual. Estudos sobre a recarga de um aquífero são cruciais para a conservação e gestão sustentável dos recursos hídricos, tanto a escala local do poço de monitoramento, quanto da bacia hidrográfica.

**Palavras-Chave:** *Water Table Fluctuation-WTF*; Sistema Aquífero Guarani; Recarga; Água Subterrânea.

## 1. INTRODUÇÃO

A gestão dos recursos hídricos tem sido uma temática constante em pesquisas de âmbito nacional e internacional, inserida no contexto das discussões sobre sustentabilidade e "abastecimento hídrico", quando este se relaciona com as políticas públicas. Os recursos hídricos constituem uma das principais preocupações mundiais, já que inúmeros problemas são causados pela falta ou inviabilidade no uso dessa fonte natural renovável. O presente trabalho busca diagnosticar e contribuir para a preservação dos recursos hídricos subterrâneos, para o seu uso sustentável e com o planejamento de ações de gerenciamento. Também destaca a necessidade de testar metodologias para estimativas de recarga da água subterrânea. Para tanto, foram selecionadas duas sub-bacias com diferente uso do solo: procura-se comparar uma sub-bacia com florestamento de eucaliptos (silvicultura) e outra de campo nativo. As duas sub-bacias são localizadas no município de Rosário do Sul/RS, na Bacia Sedimentar do Paraná, em zona de afloramento (ZA) do Sistema Aquífero Guarani – SAG (OAS/PEA, 2009), (SILVÉRIO DA SILVA et al., 2009) pertencente ao Bioma Pampa. Comparando duas sub-bacias com diferentes usos de solo, este estudo pretende verificar a possibilidade de existirem ou não diferenças na infiltração no subsolo, estimando-se a recarga subterrânea em aquífero poroso livre, através de monitoramento sistemático do nível da água na zona saturada, na interface solo/rocha.

Esta pesquisa insere-se no Projeto ASUB/UFCG/UFAL/UFSM "Integração dos instrumentos de Outorga, Enquadramento e cobrança para a Gestão de Águas Subterrâneas", e somam-se aos demais trabalhos do Laboratório de Hidrogeologia da Universidade Federal de Santa Maria, em relação às águas subterrâneas, suas potencialidades e vulnerabilidades (DESCOVI FILHO, 2009; FARIAS, 2011; DAMBRÓS, 2011; MARTELLI, 2012). Ademais, contribui com a formação de recursos humanos, possibilitando o debate na comunidade acadêmica e nos Comitês de Bacias Hidrográficas.

## 2. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

O SAG, no Estado do Rio Grande do Sul, Machado (2005) considera-o constituído por nove unidades hidroestratigráficas: 1) Pirambóia; 2) Sanga do Cabral; 3) Passo das Tropas I; 4) Passo das Tropas II; 5) Alemoa; 6) Caturrita; 7) Arenito Mata e 8) Guará. As áreas de estudo situam-se na Depressão Central do Rio Grande do Sul e abrangem as unidades litológicas da Bacia Sedimentar do Paraná, constituídas pelos arenitos da Formação

Pirambóia/SAG (BRASIL/CRPM/2008), constituída por arenitos médios a finos, apresentando geometria lenticular bem desenvolvida, ambiente continental, eólico com intercalações fluviais. Em condições de afloramento ocorre desde a fronteira oeste do estado, na porção central e no leste, podendo atingir até 500m de espessura em subsuperfície.

As áreas pesquisadas são duas sub-bacias hidrográficas, inseridas na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria, (U-70) da Região Hidrográfica do Rio Uruguai (RS/SEMA, 2004). Ambas estão situadas no Município de Rosário do Sul/RS, variam de 136 a 155 metros acima do nível do mar, em clima temperado úmido quente e precipitação pluviométrica anual média, entre 1300 e 1600 mm. A sub-bacia com uso do solo de campo nativo, medindo 21 ha, foi monitorada por um poço de profundidade de 20m. Já a sub-bacia com florestamento de eucaliptos, com área de 85 ha, foi monitorada por quatro poços perfurados com profundidades entre 10 e 18 m, como localiza a Fig. 1.

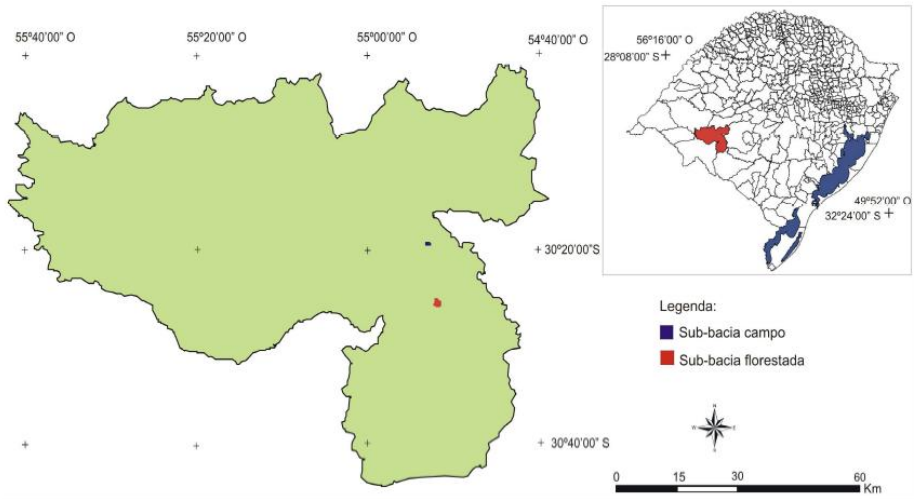



Fig. 1: Localização das sub-bacias hidrográficas (de campo e florestada) no Município de Rosário do Sul/RS, Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria/BHRSM –(U-70), Bacia Sedimentar do Paraná.

## 3. MÉTODO WATER TABLE FLUCTUATION – WTF

Existem vários métodos para se realizar estimativas de recarga subterrânea, e cada um deles assume premissas e incertezas, neste estudo optou-se pelo WTF. O método tem como base a premissa de que os aumentos dos níveis das águas subterrâneas em aquíferos livres ocorrem em função da água de recarga do lençol freático, o método responde através da aplicação da seguinte equação (HEALY e COOK, 2002).

$$R = Sy^{*}(dh/dt) = Sy^{*}(\Delta h/\Delta t) \qquad [Eq.\ 1].$$

A Equação 1 apresenta parâmetros: (Sy) - rendimento específico do meio poroso; (Δh) – flutuação do nível freático; (Δt) – período monitorado na pesquisa (HEALY e COOK, 2002).

## 4. ANÁLISE DOS RESULTADOS

O tempo de monitoramento foi de 766 dias, compreendidos entre 10/07/2009 a 30/06/2011. Nesse período, realizaram-se expedições de campo quinzenalmente, para a coleta das informações armazenadas e a verificação das condições dos registradores. A aplicação do método WTF, considerando-se a equação 1, tem-se o (Δt) representa o período de tempo em que se realizou o monitoramento, totalizando 721 dias. E o (Δh) é a diferença entre os picos de elevação do nível e o ponto baixo da curva de recessão extrapolada antecedente na hora do pico, este valor varia para cada poço monitorado.

O (Sy) foi apurado a partir dos dados de porosidade total, obtidos em ensaio de laboratório, sendo que na sub-bacia hidrográfica de campo foi de 16,87% enquanto na sub-bacia hidrográfica florestada 13,75%.

Esta pesquisa utilizou os dados médios de precipitação ocorridos no Estado do Rio Grande do Sul, apresentados por Sotério et al. (2005) que consideraram o período de 1976 a 2002, para a região em estudo estimaram um valor médio anual de 1.590,8 mm de chuva. Obteve-se como resultado estimado a recarga de 4,71% de precipitação total anual para a sub-bacia de campo, enquanto que para a sub-bacia florestada, o percentual estimado foi de cerca de 5,65% (Tab. 1).

Tab. 1: Sistematização dos dados referente à estimativa de recarga para cada poço monitorado.

| Sub-bacia hidrográfica | Poços | Δh (metros)* | Δt (dias)** | Sy*** | WTF (milímetros)**** |
|---|---|---|---|---|---|
| Campo | P1 | 7,43 | 721 | 16,87 | 170 |
| Florestada | P2 | 8,04 | 721 | 13,75 | 150 |
| | P3 | 3,54 | 721 | 13,75 | 60 |
| | P4 | 11,82 | 721 | 13,75 | 220 |
| | P5 | 7,47 | 721 | 13,75 | 240 |

* flutuação do nível freático

** 721 dias corresponde ao período monitorado

*** rendimento específico

**** recarga em milímetros no período monitorado

O fato de a sub-bacia hidrográfica de campo, apresentar apenas um poço de monitoramento instalado, possibilitou obter-se uma informação em escala pontual sobre a recarga do aquífero livre, o qual se encontra presente na sub-bacia hidrográfica. Já, na sub-bacia florestada, os quatro poços alinhados em uma mesma vertente permitiram realizar uma estimativa de recarga média para esta vertente. Informa-se que durante o ano de 2012, foram perfurados mais quatro poços de monitoramento, sendo dois em cada uma das áreas estudadas.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Observando o comportamento do nível da água subterrânea nos poços monitorados, constatou-se que a flutuação do nível da água subterrânea ocorreu nas duas sub-bacias. E a flutuação total variou de 1,36 m a 4,52 m, no período estudado (2009/2011).

O método WTF, utilizado para a estimativa de recarga da água subterrânea em solo/ rocha sedimentar em aquífero poroso, intergranular livre, pertencente a (ZA) do SAG, demonstrou ser de fácil aplicabilidade.

Na aplicação do método, obteve-se uma estimativa de recarga da água subterrânea de 170 mm na sub-bacia hidrográfica de campo. Já na sub-bacia hidrográfica florestada revelou-se uma faixa de variação entre 60 até 220 mm. Isso representa valores da ordem de 4,71% e 5,65% da precipitação média anual, considerando-se as duas sub-bacias apresentando diferentes manejos dos solos superficiais (campo nativo x florestada).

Verificou-se que entre as duas sub-bacias hidrográficas não houve significativa discordância em relação aos aspectos físicos do meio, o que garantiu capacidade de infiltração similar. Considerou-se como diferencial o tipo de cobertura florestal que deve favorecer a infiltração, mas também na evapotranspiração. Destaca-se que em termos de vazão do curso d'água, o que está na bacia forestatada apresenta maior uniformidade anual.

Em comparação com pesquisas de estimativas de recarga subterrâneas já realizadas em outras zonas de afloramentos do SAG, considerou-se que os resultados desta pesquisa foram satisfatórios. Também se confirma que a estimativa de recarga de aquíferos livres pelo método WTF apresenta confiabilidade, pois as implicações confirmadas nesta pesquisa vão ao encontro da literatura.

Portanto, os avanços obtidos em relação à série histórica de registros de níveis de água subterrânea possibilitaram estimativas de recarga, assim como permitiram compreender melhor as interações do Ciclo Hidrológico, contribuindo com os métodos da Ciência Geográfica (Geomorfologia, Pedologia, Climatologia, Hidrogeologia) e na formação de recursos humanos.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos a FINEP (ASUB/UFCG/UFAL/UFSM) ao CNPq/CT Hidro, pela ajuda financeira e bolsa de estudos de mestrado. Aos proprietários das terras onde estão instalados os poços de monitoramento e registradores pela facilidade de acesso.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Dambrós C (2011) Recarga e flutuação do nível da água subterrânea em sub-bacias com floresta e campo nativo. Dissertação de Mestrado PPGEC, UFSM, Santa Maria, Brasil, p.119.

Descovi Filho LLV (2009) Subsídios para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

Healy RW; Cook PG (2002) Using groundwater levels to estimate recharge. Hydrogeology Journal. 10, 91–109 p.

Farias PV (2011) da Flutuação dos níveis de água subterrânea em microbacias do Rio Vacacaí-Mirim. RS, Brasil. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Amb./PPGEC, 83f.

Lucas MC; Guanabara, R.C.; Wendland, E. (2012) Estimativa de recarga subterrânea em área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani. Boletín Geológico y Minero, 123 (3): 311-323.

Machado JLF; Freitas MA (2005) Projeto Mapa hidrogeológico do Estado do RS. CPRM/SEMA/DRH. Relatório Final. P.82, ilust. + mapa na Escala de 1:750.000.

Martelli G V (2012) Monitoramento da flutuação dos níveis de água em aquíferos freáticos para avaliação do potencial de recarga em área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani em Cacequi – RS. Dissertação de Mestrado PPGEC, UFSM, Santa Maria, Brasil, 151f.

ORGANIZATION OF AMERICAN STATES/OAS/SAP. Guarani Aquifer: Strategic Action Program = Acuífero Guaraní: programa estratégico de acción – Bilingual edition- Brazil, Argentina, Paraguay, Uruguay. Organization of American States (OAS). January, 2009, 224p. ISBN: 978-85-63124-02-9.

Pacheco F (2004) Estudio Hidrogeológico Del Sistema Acuífero Guaraní en la zona Rivera-Sant'Ana do Livramento. Trabajo personal. Fondo de universidades/PSAG, p. 1-95.

Pérez A, Rocha L (2002 ) "Aportes al conocimiento del Acuífero Guaraní. Area Ciudad de Rivera-Uruguay." Groundwater and Human Development (OSE, Obras Sanitarias del Estado, Uruguay), p. 598-605.

Scanlon BR; Healy RW; Cook PG (2002) Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. Hydrogeology Journal, vol. 10, number 1 (february).

Silvério da Silva JL; Descovi Filho LV; Baumhardt E; Cruz JC; Souza AS; Maziero E (2009) Avaliação preliminar da flutuação do nível freático em microbacias representativas. In: XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2009, Campo Grande. Anais... Campo Grande - MS.

Sotério PW; Pedrollo MC; Andriotti JL (2005) MaPA DE ISOIETAS DO RIO GRANDE DOSul. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005, JOÃO PESSOA. Anais… Fortaleza: XVI SRH.

Wendland E and Rabelo JL (2009). Assessment of groundwater recharge and water fluxes of the Guarani Aquifer System, Brazil. Hydrogeology Journal, 17 (7), 1733-1748.

XU Y; Beekman HE (2003) Groundwater recharge estimation in Southern Africa. UNESCO IHP, Series nº. 64, UNESCO: Paris. ISBN 92-9220-000-3.

**REFERÊNCIAS INTERNET**

Projeto Integração dos Instrumentos de Outorga, Enquadramento e Cobrança para a Gestão das Águas Subterrâneas - ASUB/UFCG/UFAL/UFSM. Relatório Parcial de Execução II: Campina Grande/PB, outubro 2012. Disponível em: http://www.hidro.ufcg.edu.br/asub/

Projeto Sistema Aquífero Guarani - PSAG. Texto completo (151p.,2v.) e Resumo executivo Português, Espanhol e Inglês. 2006. Disponível em: http://www2.ana.gov.br/Paginas/projetos/GEFAquiferoGuarani.aspx

Secretaria Estadual do Meio Ambiente/SEMA - RIO GRANDE DO SUL, 2004. 25 Bacias hidrográficas. Disponível em: http://www.sema.rs.gov.br/

Serviço Geológico do Brasil - CPRM. Mapa geológico do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/mapa_rio_grande_sul.pdf

# AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO NO SISTEMA AQUÍFERO ÉVORA-MONTEMOR-CUBA

**Joaquim CONDEÇA[1], António CHAMBEL[2]**

*1. Agência Portuguesa do Ambiente / ARH Alentejo, Av. Eng.º Arantes e Oliveira, n.º 193 - 7004-514 Évora, vasques.condeca@gmail.com*

*2. Departamento de Geociências, Universidade de Évora, Instituto de Ciências da Terra (ICT), Pólo da Universidade de Évora, Rua Romão Ramalho, 59, 7000-671 Évora, Portugal*

*achambel@uevora.pt*

**RESUMO**

O principal objectivo deste trabalho é a aplicação de métodos empíricos para proceder à caracterização da vulnerabilidade à contaminação do Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba, nomeadamente os índices DRASTIC e de Susceptibilidade (IS). A aplicação destes índices permitiu concluir que o Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba apresenta a maioria da sua área classificada com um índice de vulnerabilidade à contaminação baixo a moderadamente baixo, enquanto os aquíferos carbonatados apresentam grande parte da sua área classificada com um índice moderadamente alto a alto. O IS revelou-se uma ferramenta extremamente útil para ter uma visão espacial do território do ponto de vista da sua vulnerabilidade, quando associada aos usos do solo. No entanto, a complexidade dos sistemas naturais é sempre maior do que as simplificações necessárias para se poderem utilizar as ferramentas que permitem calcular estes índices, existindo permanentemente imprecisões associadas a estes cálculos.

**Palavras-Chave:** vulnerabilidade; contaminação; DRASTIC; IS.

## 1. INTRODUÇÃO

A utilização dos recursos hídricos subterrâneos no Alentejo tem assumido, ao longo dos anos, uma importância histórica, imposta pelas suas condições climáticas. A qualidade natural das águas subterrâneas é determinada pela quantidade e natureza das substâncias que contêm e resulta da interacção da componente geológica (que determina a sua composição química), dos tipos de solos (que determinam a capacidade de transporte do escoamento) e da própria qualidade original da água de precipitação. Todavia, este equilíbrio tem sido afectado, quer por factores externos (acção humana), quer por factores naturais, originando a sua contaminação.

Com a finalidade de manter a qualidade química das águas subterrâneas, surgiu um conjunto de ferramentas, de que fazem parte os mapas de vulnerabilidade, os mapas de risco e a delimitação de perímetros de protecção das captações (Gogu & Dassargues, 2000; Hirata & Rebouças, 1999).

Do ponto de vista hidrogeológico, na zona em estudo existem aquíferos de importância local ou regional (Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba, os aquíferos carbonatados de Viana-Alvito e Portel, o aquífero dos Gabros de Beja), que se destacam num ambiente geral caracterizado por produtividades baixas. É neste contexto que importa avaliar a vulnerabilidade a que está sujeito o Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba, recorrendo, para tal, à elaboração de mapas de vulnerabilidade.

## 2. ENQUADRAMENTO

O Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba (Fig. 1) abrange um conjunto diversificado de litologias com características diferenciadas, mas que apresentam em comum potencialidades de exploração de água subterrânea de algum modo superiores às das litologias envolventes na área do Alentejo. Geologicamente, a zona abrangida pelo presente estudo situa-se na Zona de Ossa Morena (ZOM), constituída, segundo o ERHSA (2001), "essencialmente por rochas metamórficas (xistos, anfibolitos, etc.) e rochas eruptivas ácidas e básicas (granito, gabros, etc.)". Para além destas litologias, são de referir outras, como os xistos argilosos e grauvaques, calcários, dolomitos e mármores e ainda formações detríticas mais modernas que cobrem as formações paleozóicas.

É um sistema com produtividade mais elevada que os restantes sectores das rochas cristalinas portuguesas, e que é constituído pelos sectores de Évora, Montemor-o-Novo, Cuba-S. Cristóvão, Escoural e Vidigueira-Selmes, que mais recentemente têm sido individualizados como aquíferos autónomos.

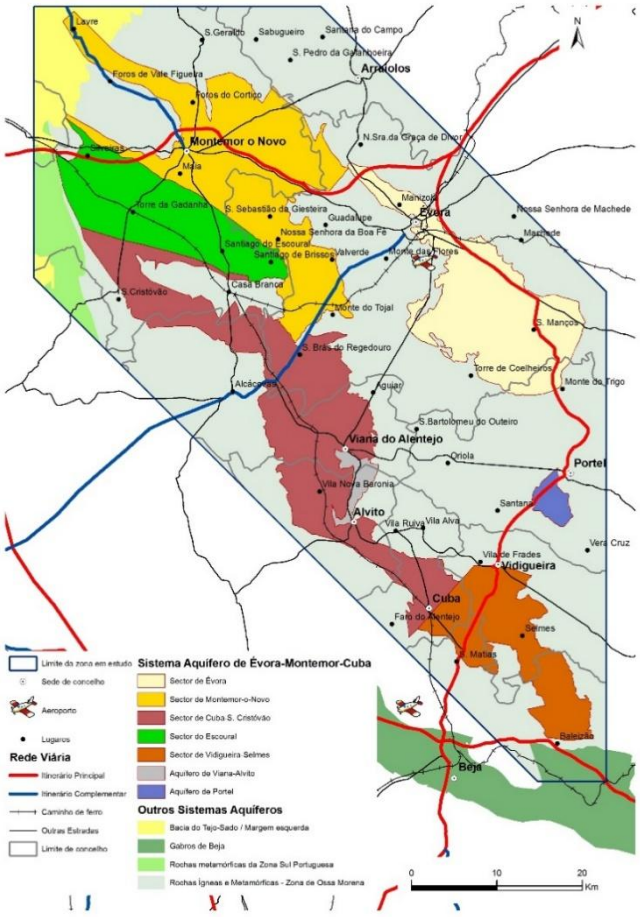



Fig. 1. Enquadramento geográfico e hidrogeológico.

## 3. VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO

Segundo as conclusões e recomendações da conferência internacional sobre "Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants" realizada nos Países Baixos em 1987, entende-se por vulnerabilidade "a sensibilidade da qualidade das águas subterrâneas a uma carga poluente, e que é função apenas das características intrínsecas do aquífero" (Lobo Ferreira e Cabral, 1991; Lobo Ferreira, 1998; Leitão et al., 2003; Lobo Ferreira e Oliveira, 2004). Existem contudo dois conceitos que se devem diferenciar: vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação e risco de contaminação de um aquífero. Quando se fala de vulnerabilidade de um aquífero está-se a fazer referência às características estruturais do aquífero, enquanto o risco de contaminação tem subjacente a existência de actividades poluentes em interacção com as características intrínsecas do aquífero. Desta forma, a utilização de índices de vulnerabilidade, quer intrínseca (como o DRASTIC) e de vulnerabilidade específica (como o Índice de Susceptibilidade), constitui sempre uma primeira etapa em qualquer plano de ordenamento e gestão de um sistema aquífero. Ambos os índices foram utilizados para calcular a vulnerabilidade à contaminação deste sistema aquífero. Considerou-se ainda a existência na zona em estudo de blocos de rega e avaliou-se o impacte desses perímetros de rega na vulnerabilidade dos aquíferos.

### 3.1. Índice de vulnerabilidade DRASTIC

O método DRASTIC foi desenvolvido Aller et al. (1987), tendo por base os seguintes pressupostos: o contaminante é introduzido à superfície do terreno e transportado verticalmente até ao aquífero pela água de infiltração, o contaminante tem a mobilidade da água e a área mínima avaliada pelo DRASTIC é de 0,4 km$^2$.

O índice DRASTIC entra em linha de conta com a profundidade do topo do aquífero (D), a recarga do aquífero (R), o material do aquífero (A), o tipo de solo (S), a topografia (T), a influência da zona vadosa (I) e com a condutividade hidráulica do aquífero (C). O cálculo do índice DRASTIC é feito com base numa fórmula em que entram os índices de cada um destes factores, afectados por diversos factores de ponderação (pesos), e compreende dois conjuntos de pesos, consoante se trata de poluentes em geral ou de pesticidas.

Calcularam-se os índices para poluentes em geral e para pesticidas (Fig. 2). Observa-se que a maioria dos sistemas aquíferos apresentam um índice de vulnerabilidade para poluentes em geral baixo (cerca de 90%), com excepção do aquífero de Viana-Alvito que regista um índice de vulnerabilidade alto em cerca de 60% da sua área. No que se refere à vulnerabilidade à contaminação por pesticidas o índice avançou uma classe, isto é, o Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba passou maioritariamente a ser classificado como moderadamente baixo a alto, registando um valor médio correspondente a uma vulnerabilidade moderadamente alta. Por outro lado, os aquíferos carbonatados apresentam cerca de 41 e 56% da sua área (Viana-Alvito e Portel, respectivamente) classificada com um índice DRASTIC moderadamente alto a alto, sendo que o aquífero de Viana-Alvito regista ainda cerca de 36% da sua área classificada com um índice de vulnerabilidade à contaminação por pesticidas muito alto. Dentro do Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba, são os sectores de Évora e de Cuba-S.Cristóvão que apresentam os valores de vulnerabilidade à contaminação por pesticidas mais elevados, com cerca de 66 e 64% da sua área classificada com um índice moderadamente alto a alto.

### 3.2. Índice de susceptibilidade

O índice de susceptibilidade (IS) consiste numa adaptação do índice de vulnerabilidade DRASTIC (Ribeiro, 2000), mantendo-se a forma rápida de avaliar a vulnerabilidade de uma determinada área através da soma ponderada de vários parâmetros, que aqui são: a profundidade da zona não saturada (D), a recarga do aquífero (R), a geologia do aquífero (A), o declive do terreno (T) e a ocupação do solo (LU). A grande diferença reside na inclusão do parâmetro LU, abandonando assim, e tal como referem Stigter *et al.* (2002), "o conceito de um índice puramente intrínseco (baseado unicamente nas condições naturais) ". O cálculo deste índice foi efectuado considerando o uso do solo com e sem a presença dos perímetros de rega das albufeiras de Alqueva e dos Minutos, permitindo desta forma efectuar uma comparação dentro deste índice (Fig. 3).

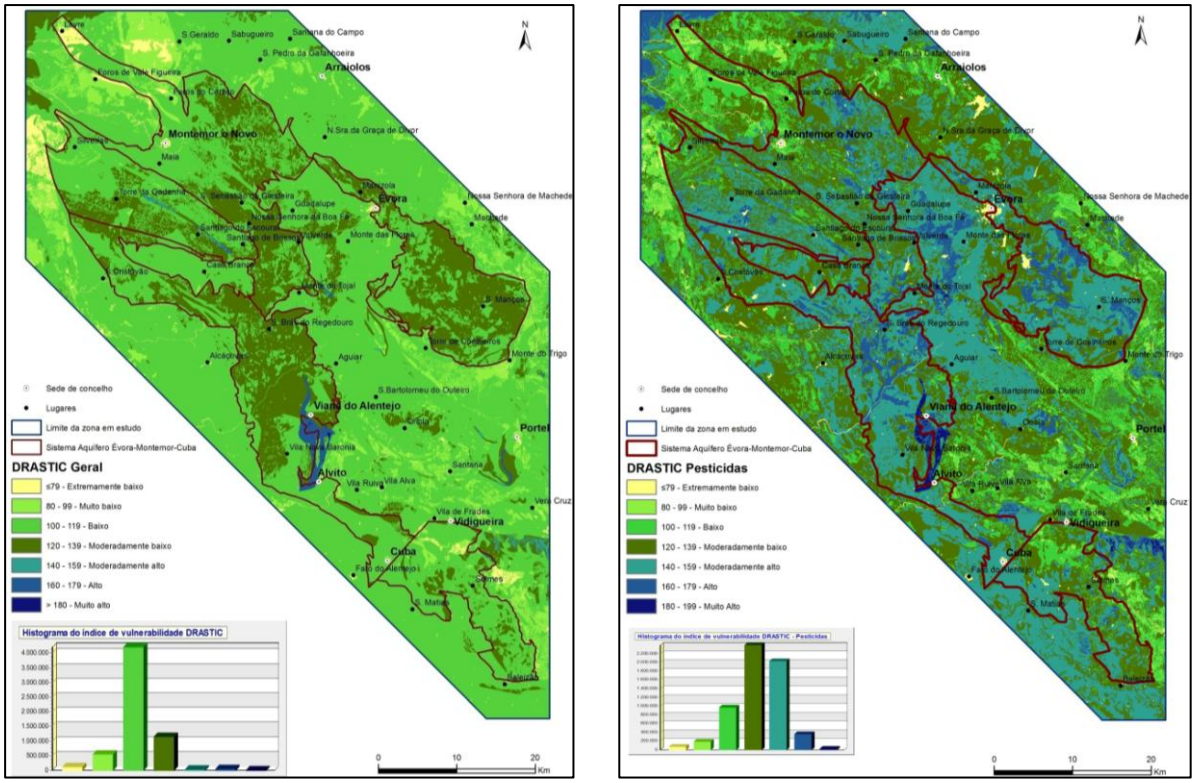



Fig. 2. Índice de vulnerabilidade DRASTIC para poluentes em geral e para pesticidas.

O Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba apresenta um índice de susceptibilidade à contaminação baixo a moderadamente baixo, registando-se no entanto, no sector de Évora, cerca de 12% da sua área classificada com um índice moderadamente alto. Os restantes aquíferos envolventes apresentam um comportamento semelhante ao Sistema Aquífero de Évora-Montemor-Cuba, com excepção do aquífero de Viana-Alvito, o qual apresenta cerca de 35% da sua área classificada com um índice de susceptibilidade moderadamente alto a alto. Todavia, considerando a presença dos blocos de rega, os sectores de Évora e de Vidigueira-Selmes, tal como já se esperava, deixam de ser maioritariamente classificados com um índice de susceptibilidade moderadamente baixo (77 e 64%, respectivamente), passando a ter cerca de 30% da sua área classificada com um índice moderadamente alto. Da análise da Fig. 3 pode-se concluir que é notória a influência dos perímetros de rega no aumento do índice de susceptibilidade, nomeadamente nos sectores de Évora e de Vidigueira-Selmes. No entanto, com excepção do aquífero dos Gabros de Beja, o valor médio do índice de susceptibilidade nunca ultrapassa uma vulnerabilidade moderadamente baixa.

## 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O índice DRASTIC permite uma análise da vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos, enquanto o índice IS é uma ferramenta extremamente útil para ter uma visão espacial do território do ponto de vista da sua vulnerabilidade quando associada aos usos do solo. No entanto, a complexidade dos sistemas naturais é sempre maior do que as simplificações necessárias para se poderem utilizar as ferramentas que permitem calcular estes Índices, existindo permanentemente imprecisões associadas a estes cálculos.

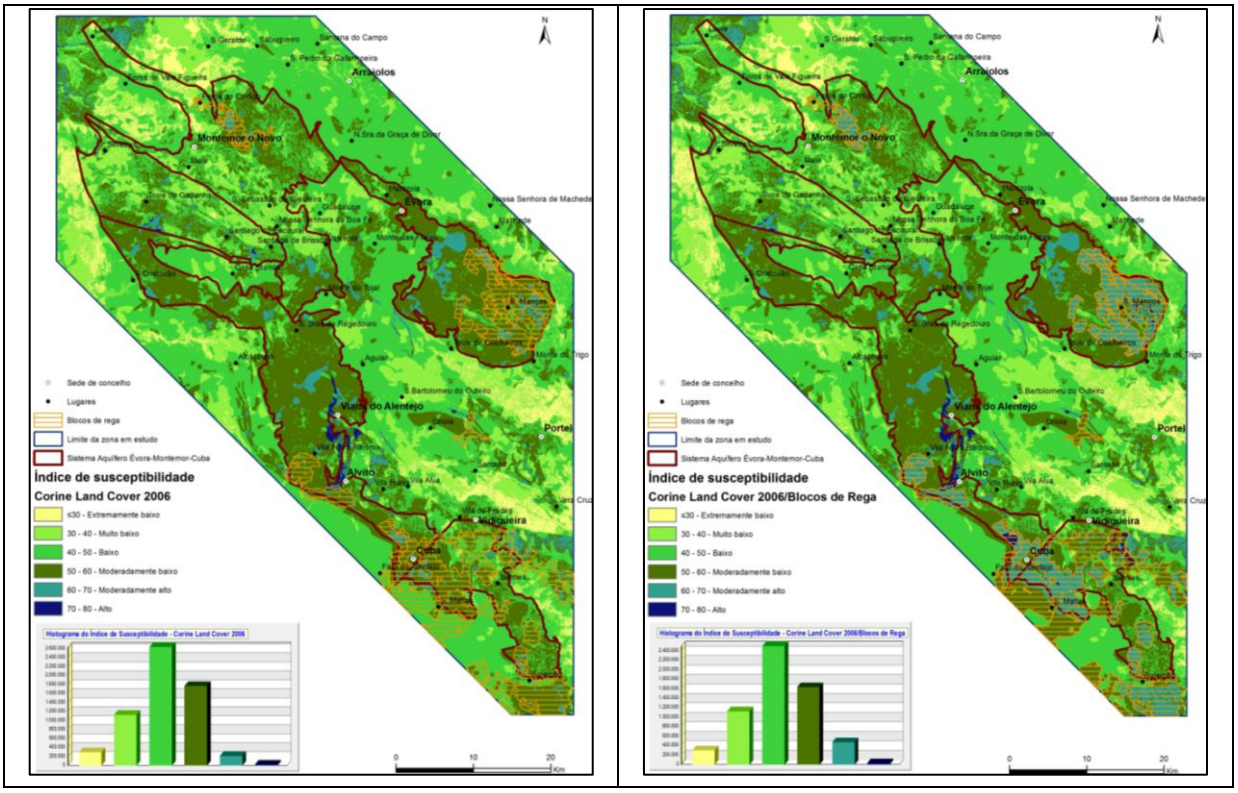



Fig. 3. Distribuição espacial do índice de susceptibilidade, sem e com blocos de rega.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aller L, Bennet T, Lehr JH e Petty RJ (1987) DRASTIC: A Standardized System To Evaluate Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. United States Environmental Protection Agency, Report 600/2-85/018.

ERHSA (2001) Relatório do projecto "Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Alentejo" Comissão de Coordenação da Região Alentejo, Évora.

Gogu RC e Dassargues A (2000) Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. Environmental Geology, 39(6): 549-559.

Hirata R e Rebouças A (1999) La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidade de acuíferos. Boletín Geológico y Minero, 110(4): 423-436.

Leitão T, Lobo Ferreira JP, Oliveira MM e Moinante MJ (2003) Poluição de Águas Subterrâneas: Principais Problemas, Processos de Prevenção e de Reabilitação. In Proceedings of the 6º SILUSBA - 6º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, Cabo Verde, 10 a 13 de Novembro 2003.

Lobo Ferreira JP (1998) Vulnerabilidade à Poluição de Águas Subterrâneas: Fundamentos e Conceitos para uma Melhor Gestão e Protecção dos Aquíferos de Portugal. In Proceedings of the 4º Congresso da Água, Lisboa, 23 a 27 de Março 1998.

Lobo Ferreira JP e Cabral M (1991) Proposal for an operational definition of vulnerability for the European Community's Atlas of Groundwater Resources. In Proceedings of the Brussels GWG (ed.) Framework of the Meeting of the European Institute for Water.

Lobo Ferreira JP e Oliveira M (2004) Groundwater vulnerability assessment in Portugal. Geofísica Internacional, 43: 541-550.

Stigter T, Vieira J e Nunes L (2002) Avaliação da Susceptibilidade à Contaminação das Águas Subterrâneas no Apoio à Tomada de Decisão - Casos de estudo: Implementação de campos de golfe no concelho de Albufeira (Algarve). In Proceedings of the 6º Congresso da Água, Porto, 18 e 22 de Março.

Ribeiro L (2000) Development of a susceptibility index to be used in agricultural diffuse pollution. Internal report, ERHSACVRM, 9 p.

# O MONTADO COMO ECOSSISTEMA TERRESTRE DEPENDENTE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

**Maria Paula MENDES, Luís RIBEIRO**

*CERIS, Departamento de Engenharia Civil, IST, Universidade de Lisboa, Avenida Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa, Portugal, mpaulamendes@ist.utl.pt, luis.ribeiro@ist.utl.pt*

**RESUMO**

O site LTER Montado foi criado oficialmente em 2011 após ter sido selecionado por um painel de avaliação internacional, num concurso público aberto pela FCT. O Montado representa um ecossistema único agro-silvo-pastoril (designado Dehesa em Espanha) encontrado apenas na bacia do Mediterrâneo. Estas paisagens dominadas por sobreiros (Quercus suber) ou azinheiras (Q. rotundifólia) foram moldadas ao longo de milénios de práticas de uso da terra tradicional, e têm alto valor sócio-económico e conservação. Recentemente, David et al., 2013 e Kurz-Besson et al., 2006 provaram que, durante a estação seca, o Quercus Suber (sobreiro) utiliza a água subterrânea para fazer a sua transpiração. Smith et al. (2006) definiram os ecossitemas dependentes de água subterrânea (EDAS), como aqueles que dependem total ou parcialmente da água subterrânea para a manutenção de um nível adequado da função do ecossistema e, para a manutenção da composição de uma comunidade ao longo de múltiplas gerações de espécies com vida longa nessa comunidade. Se se atentar a esta definição, verifica-se que o Montado pode ser considerado um ecossistema terrestre parcialmente dependente de água subterrânea. Nesse sentido, apresenta-se uma primeira abordagem em que se tenta compreender a dinâmica entre os níveis de água subterrânea no semestre seco e a mortalidade dos sobreiros jovens e adultos na Herdade das Lezírias. Para tal, foram considerados alguns dados que permitem já fazer uma primeira análise desta dependência.

**Palavras-Chave:** Ecossistemas terrestres dependentes de água subterrânea; montado; sobreiro, herdade das Lezírias.

## 1. DESCRIÇÃO DA ÁREA DO ESTUDO

A Herdade das Lezírias caracteriza-se por um terreno pouco acidentado e com consideráveis recursos hídricos subterrâneos, já que se localiza em dois sistemas aquíferos: as aluviões do Tejo e a Bacia do Tejo-Sado/ Margem esquerda (ver Fig.1). As aluviões são um conjunto de sedimentos, depositados pelo rio Tejo em condições de redução de carga fluvial. Estas são constituídas por alternância de areias finas e grosseiras ou arenitos mais ou menos argilosos, argilas e lodos, e cuja base é um depósito de areias com seixos e calhaus. A maioria dos furos para irrigação está a captar na camada de areia média com seixos, que é a camada mais produtiva das Aluviões do Tejo. De acordo com os dados de Almeida *et al.*, (2000) e de Oliveira *et al.*, (2000), a transmissividade mediana das Aluviões do Tejo é de 1 573 $m^2$/dia para os terraços e de 1 493 $m^2$/dia para as aluviões, com uma produtividade mediana, respectiva, de 10 L/s e 12 L/s. Para uma precipitação média anual de 629 mm/ano, considera-se uma recarga média anual de 207 mm/ano para este sistema aquífero. A espessura dos depósitos aluvionares do Tejo aumenta de montante para jusante, atingindo um máximo de 70 m (Almeida *et al.*, 2000). Sobreposto às Aluviões do Tejo, encontra-se o sistema aquífero da margem esquerda da Bacia do Tejo-Sado.

Em relação aos recursos hídricos superficiais, a Herdade das Lezírias encontra-se na margem esquerda do rio Tejo, na sub-bacia hidrográfica do rio Sorraia. A precipitação anual ponderada para a sub-bacia do Sorraia corresponde a 466 mm para um ano seco, 636 mm para uma ano médio e 807 mm para um ano húmido (PGBH do Tejo, 2010). Dada a variabilidade sazonal, a sub-bacia do rio Sorraia apresenta algumas situações de défice hídrico no semestre seco. A Bacia do Tejo apresenta um longo historial de cheias, destacando-se as cheias ocorridas nos anos 2000, 2001, 2008 e 2010, registadas na Área Metropolitana de Lisboa, nos concelhos de Loures e Vila Franca de Xira e no distrito de Santarém, nomeadamente nos concelhos de Santarém, Cartaxo, Golegã, Almeirim e Alpiarça (rio Tejo), Tomar (rio Nabão) e Coruche (rio Sorraia). Na bacia hidrográfica do Tejo houve uma seca em 2005 que foi, em vários locais, mais intensa do que todas as secas registadas no período de 1940 a 1999. Com efeito, a severidade desta seca, para o período de Dezembro de 2002 a Setembro de 2006 (46 meses), fez com que durante 12 meses, mais de 40% da região hidrográfica estivesse em seca extrema e, durante 17 meses mais de 40% da região hidrográfica esteve em seca moderada, severa ou extrema.

Na herdade da Lezíria existem luvissolos onde ocorrem camadas de argila que no período húmido, diminuem a velocidade da drenagem da água (Costa et al., 2008).

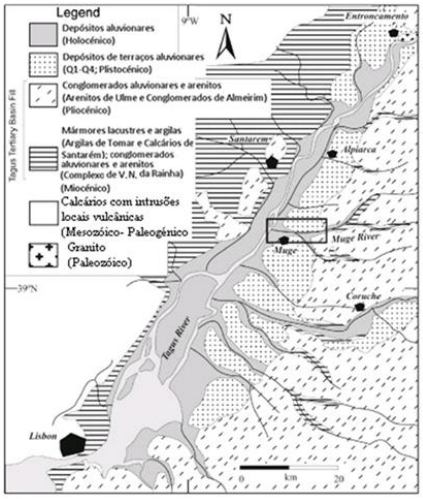



Fig. 1 - Mapa geológico simplificado adaptado de Schriek et al, 2007.

## 2. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

### 2.1. Evolução dos níveis freáticos para Julho de 2010 a 2012

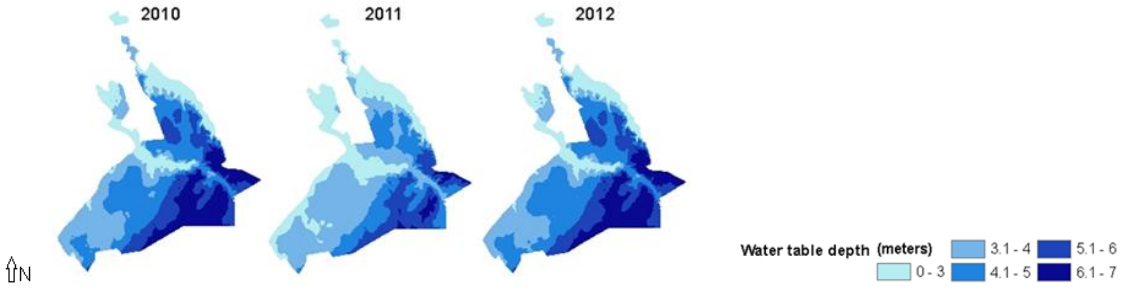
O escoamento subterrâneo nas Aluviões do Tejo, na zona da Companhia das Lezírias dá-se preferencialmente no sentido do rio Sorraia (ver Fig. 2a). Nos afluentes do rio Sorraia (ribeira do Vale Cobrão e rio Almansor) também existem descargas da água subterrânea. Há medida que se avança para a zona de descarga do sistema aquífero aluvionar, a profundidade do nível freático fica mais próxima da superfície, demonstrando que a profundidade do nível freático diminui para Oeste. Na Fig. 2a) optou-se por apresentar a evolução dos níveis freáticos para o mês de Julho, por ser este o mês, que em média, exibe menor precipitação. Também, se seleccionou este mês para a estimação da piezometria, porque David et al., 2013 demonstraram que durante a estação seca, o Quercus Suber (sobreiro) utiliza a água subterrânea para a sua transpiração.

Em Julho de 2010 foram obtidos os valores dos níveis de água subterrânea mais profundos, existindo áreas com profundidades abaixo dos 4,5 m de profundidade (Fig. 2a). Em Portugal continental, o ano de 2010 foi o mais chuvoso da última década (2001-2010), superando quase em 20 %, o valor normal 1971-2000. O primeiro e o quarto trimestre do ano foram os que mais contribuíram para o elevado valor de precipitação anual, já que nos restantes meses os valores da precipitação foram sempre inferiores aos normais. Durante esse ano, nos meses de Janeiro a Março e de Outubro a Dezembro, os valores de precipitação foram superiores aos valores médios. Já para os meses de Abril a Setembro os valores foram inferiores aos valores médios (excepto em Junho que foi próximo do normal), realçando-se os meses de: Julho mais seco dos últimos 24 anos; Agosto mais seco dos últimos 23 anos e Setembro segundo mais seco dos últimos 22 anos (IM, 2010). Tudo indica que o sistema aluvionar do Tejo, sendo superficial e com uma transmissividade elevada, responde rapidamente a situações de falta de precipitação nos meses de primavera e verão, e que o encharcamento nos solos, ocorrido no semestre húmido, potenciou a escorrência superficial em detrimento de um aumento da recarga. Observa-se que dos três anos em estudo, o mês de Julho de 2011 é o que apresenta os níveis freáticos mais próximos da superfície, coincidindo os níveis de água mais elevados com a maior quantidade de precipitação. Durante esse ano destacam-se os meses de Novembro, o qual registou um total mensal superior ao normal em +48.9mm de precipitação e de Dezembro com um total mensal muito inferior ao normal para Portugal continental (IM, 2011). Com uma temperatura média anual de 16.02ºC, o ano de 2011, em Portugal Continental, situou-se entre os 7 mais quentes dos últimos 80 anos. De realçar ainda que os meses de Maio e Outubro foram os mais quentes desde 1931, em relação ao valor da temperatura máxima do ar e Abril foi o segundo mais quente na temperatura média e máxima do ar, também desde 1931 Outubro (IM, 2011). Para o ano de 2012, a situação de seca meteorológica que se iniciou no inverno 2011/12 mantém-se na primavera 2012, tendo-se verificado no início de primavera um agravamento da sua intensidade. No verão manteve-se uma situação de seca severa no sul de Portugal Continental (IM, 2012). Na Fig. 2a observa-se na zona mais ocidental que os níveis freáticos estão mais profundos que nos dois anos anteriores; já na zona oriental estão mais profundos que em Julho de 2011.

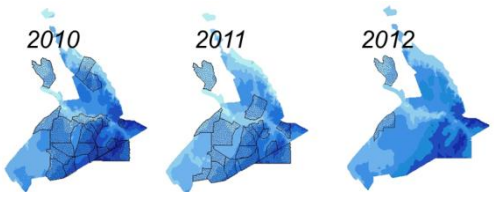
### 2.2. Mortalidade dos sobreiros versus nível da água subterrânea

Dado que vários factores podem contribuir para o enfraquecimento e morte dos sobreiros há que avaliar em cada caso qual a melhor resposta ao problema (Pinto-Correia et al., 2013). Sendo assim, o nível freático das águas subterrâneas é apenas um factor que pode contribuir para a mortalidade desta árvore. A análise que seguidamente se faz tem em consideração este aspecto e pretende ser mais uma contribuição para as possíveis causas de mortalidade destas árvores. No ano hidrológico de 2009/10 morreram 3152 sobreiros grandes (com uma idade aproximada de 60 anos, Pinto et al., 2012). Já para o ano de 2010/11 morreram 2146 sobreiros grandes e 1225 sobreiros pequenos. Houve de um ano para

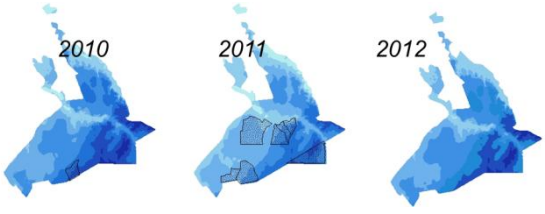
um outro um aumento de 55% da mortalidade dos sobreiros jovens e uma redução de cerca de 44% nos sobreiros adultos. No ano de 2009/2010, morreram mais sobreiros adultos, sendo este ano particularmente chuvoso, pode ter havido encharcamento do solo, contribuíndo este factor para a possível asfixia radicular (Fig. 2b). Todavia, não existindo mais dados não se pode corroborar esta tese. Considerando-se que nesse ano, (1) nos meses de Janeiro a Março e de Outubro a Dezembro, os valores de precipitação foram elevados e que (2) segundo, o IM (2009), a Primavera de 2009 foi a mais seca desde 1931 em Portugal continental; pode-se admitir que a alternância de um período seco prolongado com um período de elevada precipitação possa ter contribuído para o aumento das populações dos agentes patogénicos e para a menor resistência dos hospedeiros (Pinto-Correia et al., 2013). De 2010 para o ano de 2011 houve uma diminuição significativa da profundidade dos níveis freáticos. A priori, não parece existir uma relação directa entre mortalidade de sobreiros e a profundidade dos níveis piezométricos. Contudo, o ano de 2011 foi especialmente quente, e esse factor pode ter contribuído para uma maior mortalidade dos sobreiros jovens, que mesmo com os níveis freáticos mais próximos da superfície não conseguiram compensar a quantidade de água necessária para a transpiração (Fig. 2c). Este facto está em concordância com Correia et al, 2014 que demonstraram que os sobreiros têm uma grande tolerância a temperaturas elevadas, desde que outros factores tais como a humidade relativa do ar, radiação solar, rega e fotoperíodo se mantenham constantes. Igualmente, Pinto et al., 2012 demonstraram que os sobreiros grandes na Companhia das Lezírias não demonstraram stress hídrico para o período temporal em estudo (2006 a 2008), recorrendo à água subterrânea no Verão. No ano de 2011/12 morreram no total 531 sobreiros grandes e 100 sobreiros jovens. Este foi o ano em que houve menos mortalidade dos sobreiros (Fig. 2b e 2c). Neste ano hidrológico houve uma seca que em Julho era classificada como extrema, na área da Companhia das Lezírias. Em Portugal Continental, o mês de Julho registou o valor médio da temperatura máxima próximo dos valores normais 1971-2000 e valores inferiores da temperatura média e mínima do ar (IM, 2012). Repare-se que a mortalidade dos sobreiros grandes ocorreu em áreas com os níveis de água mais próximos da superfície, mas em duas parcelas que são comuns aos três anos.




a)




b) As áreas sombreadas indicam parcelas onde a mortalidade é maior ou igual a 50 árvores adultas




c) As áreas sombreadas indicam parcelas onde a mortalidade é maior ou igual a 50 árvores jovens

Fig. 2- a) Níveis da água subterrânea para o mês de julho, para os anos hidrológicos de 2009/10 a 2011/12; b) parcelas com a mortalidade dos sobreiros adultos superior ou igual a 50 árvores; c) parcelas com a mortalidade dos sobreiros jovens superior ou igual a 50 árvores

## 3. CONCLUSÕES

A profundidade do nível freático é um dos factores que podem contribuir para a mortalidade do sobreiro. Contudo, este factor tem que ser conjugado com outros factores. A disponibilização de dados de monitorização das condições ambientais para o período de tempo estudado (2009/10 a 2011/12) como a evapotranspiração, humidade do solo, precipitação, folhas (parcelas) em que foi efetuada a tiragem de cortiça, práticas agrícolas e

informação de agentes patogénicos poderia contribuir para um melhor entendimento da importância da variável níveis freáticos na mortalidade dos sobreiros. Embora, o sobreiro use a água subterrânea no período seco, não foi possível ainda caracterizar a relação mortalidade do sobreiro e nível de água subterrânea. Contudo, pode-se estabelecer que a descida dos níveis freáticos tenderá a aumentar a mortalidade das árvores jovens. Já a subida dos níveis freáticos, poderá contribuir para a mortalidade dos sobreiros adultos, não sendo esta relação tão clara como a anterior, uma vez que a existência de luvissolos também poderá ser importante.

Na sequência deste estudo ir-se-á abordar no futuro, questões relacionadas com os valores de referência dos níveis e parâmetros de qualidade das águas subterrâneas que podem levar ao risco de danos significativos neste importante ecossistema.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida C; Mendonça JJL; Jesus MR; Gomes AJ (2000) – Actualização do Inventário dos Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia e Instituto da Água, Dezembro 2000, 661 pp.

Costa A, Madeira M e Oliveira Carvalho A (2008). "The relationship between cork oak growth patterns and soil, slope and drainage in a cork oak woodland in Southern Portugal." Forest Ecology and Management 255(5–6): 1525-1535.

Correia B, et al., Analysis of the expression of putative heat-stress related genes in relation to thermotolerance of cork oak. Journal of Plant Physiology, 2014. 171(6): p. 399-406.

David TS, et al. (2013). Root functioning, tree water use and hydraulic redistribution in Quercus suber trees: A modeling approach based on root sap flow. Forest Ecology and Management. 307(0): p. 136-146.

Ghouil H, Montpied P, Epron D, Ksontini M, Hanchi B, Dreyer E (2003). Thermal optima of photosynthetic functions and thermostability of photochemistry in cork oak seedling. Tree Physiol, 23 (2003), pp. 1031–1039

Kurz-Besson C, Otieno D, Vale RL, Siegwolf R, Schmidt M, Herd A, Nogueira C, David TS, David JS, Tenhunen J, Pereira JS, Chaves MM. (2006). Hydraulic lift in cork oak trees in a savannah-type Mediterranean ecosystem and its contribution to the local water balance. Plant and Soil 282: 361–378.

Livro Verde dos Montados (2013) Coordenadores: Teresa Pinto-Correia, Nuno Ribeiro, José Potes, Edição: ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora.

Instituto de Meteorologia (IM), (2009). Boletim Climatológico Anual -Ano 2009, 12 pp.

Instituto de Meteorologia (IM), (2010). Boletim Climatológico Anual -Ano 2010, 12 pp.

Instituto de Meteorologia (IM), (2011). Boletim Climatológico Anual -Ano 2011, 2 pp.

Oliveira MM (2011) – "Conceptualização do processo de recarga e do balanço hídrico de sistemas aquíferos no planeamento de recursos hídricos por sub-bacias hidrográficas". 8º Seminário sobre Águas Subterrâneas, APRH, Lisboa, 10 e 11 de Março de 2011.

PGBH do Tejo (2010). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo, Relatório Técnico, Versão Extensa, Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico da Região Hidrográfica, ARH-Tejo, 373 pp.

Pinto CA, et al. (2012), Drought-induced embolism in current-year shoots of two Mediterranean evergreen oaks. Forest Ecology and Management, 2012. 285(0): p. 1-10.

IM, 2012. Boletim climatológico mensal de julho 2012, Instituto de Meteorologia, I.P.

Schriek T, Passmore DG, Rolão J, Stevenson AC. Estuarine–fluvial floodplain formation in the Holocene Lower Tagus valley (Central Portugal) and implications for Quaternary fluvial system evolution. Quat Sci Rev 2007;26:2937–57.

Smith PL, Williams RM, Hamilton S and Shaik M (2006) A risk-based approach to groundwater management for terrestrial groundwater dependant ecosystems. Murray Darling Basin Conference. Dept. Natural Resources NSW.

# INTERPRETATION OF AN INJECTION TEST IN A LARGE DIAMETER WELL IN SOUTH PORTUGAL AND CONTRIBUTION TO THE UNDERSTANDING OF THE LOCAL HYDROGEOLOGY

**Luís R.D. COSTA[1], José Paulo MONTEIRO[1], Manuel M. OLIVEIRA[2], João Paulo LOBO FERREIRA[2], Teresa E. LEITÃO[2], Tiago CARVALHO[3], José MARTINS DE CARVALHO[3], Rui AGOSTINHO[3]**

*1. Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, lrcosta@ualg.pt, jpmontei@ualg.pt*

*2. Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, moliveira@lnec.pt, lferreira@lnec.pt, tleitao@lnec.pt*

*3. Terra, Ambiente e Recursos Hídricos (TARH), Rua Forte Monte Cintra 1B3, Sacavém, tcarvalho@tarh.pt, rdagostinho@tarh.pt, jmc@tarh.pt*

## ABSTRACT

This paper refers to the interpretation of an injection test in a traditional large diameter well in Querença-Silves aquifer, south Portugal, under the scope of the project FP7-ENV-2013-WATER-INNO-DEMO MARSOL. Hydraulic parameter estimates were found within a high level of uncertainty regarding aquifer and well configuration. Given the injection test results together with the knowledge acquired on the field and from previous well logs and pumping tests on this aquifer section, it seems plausible to assume that the water injected in the well is locally flowing to an opposite direction to the regional aquifer flow. This forcing could possibly be caused by the existence of a local confinement or aquitard separating the injection well from the regional aquifer, or simply due to local scale heterogeneities and fracturation patterns.

**Palavras-Chave:** Injection test; Hydraulic parameter estimation; Managed aquifer recharge; karstic aquifer.

## 1. INTRODUCTION

Managed Aquifer Recharge (MAR) or artificial aquifer recharge is a solution more commonly used when tackling water scarcity and quality issues. Dillon et al. (2009) defines MAR as the purposeful recharge of water to aquifers for subsequent recovery or environmental benefit. MAR is achieved through artificial recharge engineered systems where water is put either on or in the ground for infiltration into aquifers. These systems aim to augment groundwater resources, reduce seawater intrusion or land subsidence, store water, improve the quality of the water through soil-aquifer treatment, use aquifers as water conveyance systems, and to make groundwater out of surface water where groundwater is traditionally preferred over surface water for drinking (Bouwer, 2002).

In Portugal, under the scope of the European project FP7-ENV-2013-WATER-INNO-DEMO MARSOL, initiated at December 1st 2013, it is intended to advance the use of MAR as a sound, safe and sustainable strategy to improve water security by demonstrating that MAR is a key solution to water scarcity in Portugal and in the Mediterranean regions. In this perspective, several MAR tests have been performed at the MARSOL project demo site. One of this tests was performed in the Portuguese demo site PT2_6 Cerro do Bardo (CB), where a large diameter traditional well is located in the karst Querença-Silves (QS) aquifer in Algarve, south Portugal. The aim of this demo site is to increase the groundwater storage using MAR by infiltrating surplus of surface water during wet years into a large diameter well and dam facility, thus, contributing to increase the water availability in dry years.

Within this paper it is intended to summarize the added knowledge acquired during the MARSOL project regarding the hydrogeological behaviour and the conceptual model of the CB well – groundwater system. Furthermore, previous knowledge regarding the hydrogeological setting and aquifer parameters based on well logs and pumping tests are analysed and compared with the recent knowledge acquired during MARSOL activities, particularly through the contact with local inhabitants, execution of an injection test and the interpretation and determination of the aquifer's parameters based on this injection test.

## 2. SITE DESCRIPTION

The karst aquifer system QS is one of the most important freshwater reservoirs in the Algarve. This region is characterized by a Mediterranean climate, with hot dry summers and cold wet winters, average temperature around 17.5 ºC and annual precipitation varying from 650 to 740 mm. QS aquifer system is set in early and middle Jurassic formations, built up of karstified carbonate rock with an area of 324 km$^2$ (Monteiro et al., 2006 e Monteiro et al., 2007). The aquifer flow direction is generally from East to West, and its main discharge occurs at springs (in particular the Estômbar springs) located in the border of the system with the Arade river (Hugman et al., 2013). Demo site

"PT2_6 poço do Cerro do Bardo" is located in the Weastern sector of the QS aquifer, close to the villages of Alcantarilha and Algoz (Figure 1). In order to obtain early estimates for the well infiltration rate capacity, an infiltration test with 40 $m^3$ of water was performed in the large diameter well at CB. The source water was provided by the Municipal Firefighters from the city of Silves.

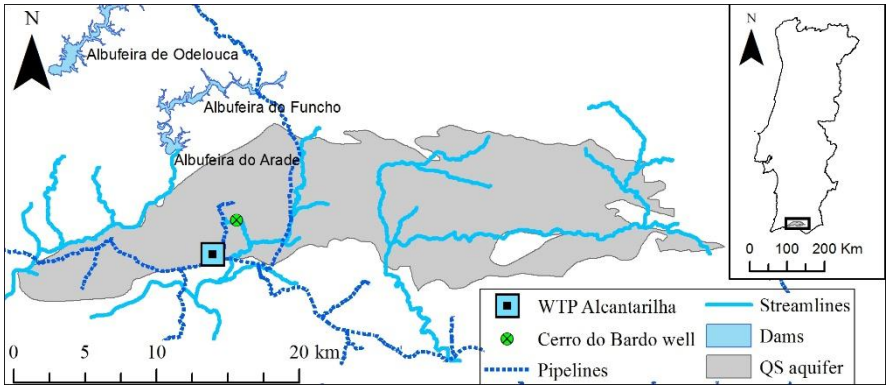



Figure 1. Location of CB well and other infrastructures of interest to the demo site PT2_6.

APA-ARH Algarve supplied a database of well logs and pumping tests in this region. A total number of 23 well logs and 46 pumping tests within 8 km radius from CB well were found and analysed.

The well logs analysis aimed to study the possibility of existing a confining or lower permeability layer where CB well is located. According to this analysis, 2 well logs to Southeast were found with a clay layer formation on the surface. Clay layers in depth were found in well logs to East-Northeast. The remaining well logs indicated limestone layer formations in general. This information is unable to give a confident geological setting at the CB, though there is possibly a lower permeability layer of clay which is getting deeper from Southwest to Northeast. In this case, the local water flow direction could follow this same direction, opposite to the observed regional flow.

The available data for pumping tests were analysed and their transmissivity estimated according to Logan's simplification for confined aquifers (Logan, 1964). The arithmetic average transmissivity for the 46 pumping tests is 2580.26 $m^2$/day, with a median of 904.06 $m^2$/day and minimum and maximum values of 6.76 and 36892.80 $m^2$/day respectively. Within these values, the closest wells to the CB present transmissivities of 2386 and 1413 $m^2$/d, and are at a distance of around 500 and 1000 m respectively.

## 3. INJECTION TEST AND FIELD WORK RESULTS

Local inhabitants

Local inhabitants with wells living within a 750 meters radius from the CB well were contacted in order to obtain a better understating of the local piezometry and hydrogeology through the behaviour of their wells. According to all the locals contacted, upon the drilling of the well water was first found at around 30 to 40 meters depth with very low pressure. Beyond this depth, the water pressure would then increase, indicating the existence of a confining or lower transmissivity layer at that depth. It was also found that during heavy rainfall events, the abstractions to East and Northeast of the CB well present a silty/turbid water as opposed to what happens with the abstractions to South and West, suggesting there is a local flow in this same direction.

Injection Test

CB well has a depth of 32 meters and a diameter of 2 meters. In order to obtain early estimates for the well infiltration rate capacity, an infiltration test with a flow of 125.20 $m^3$/h and 40 $m^3$ of water was performed on the well (during approximately 19 minutes). The injection of water has produced a maximum water rise of 6.38 m though stabilization of the water level has not been achieved. The injection test is thoroughly described in Leitão et al. (2015). Table 1 summarizes the estimated infiltration rate for the recovery period of the injection test.

Table 1 Results of the recovery period from the injection test. Water displacement and infiltration rate.

| Time (hours) | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Δh (m) | 3.28 | 0.88 | 0.51 | 0.36 | 0.26 | 0.18 | 0.14 |
| Infiltration rate (m/d) | 78.82 | 21.17 | 12.22 | 8.52 | 6.26 | 4.3 | 3.26 |

As can be seen from Figure 2 results indicate an expected relation between the infiltration rate and the hydraulic load in the well (i.e. water level in the well).

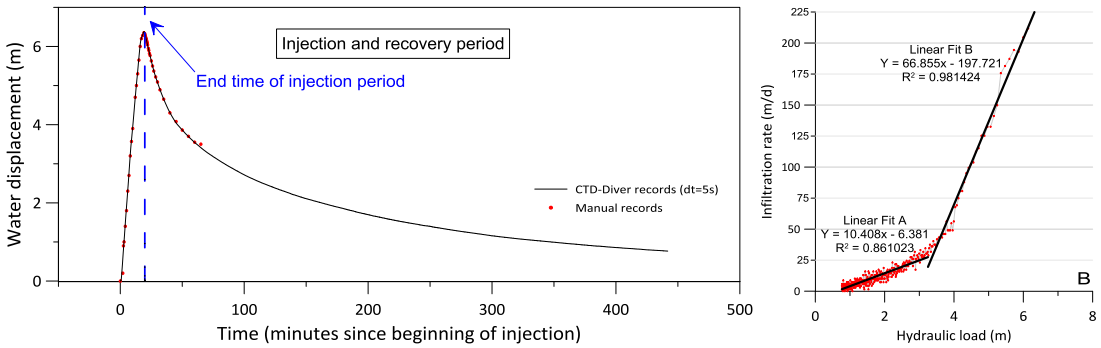



Figure 2. **LEFT**: Records for water displacement in the well as a function of time. **RIGHT**: Scatter plot between hydraulic load and infiltration rate and its linear fits.

Two different phases can be evidenced from Figure 2-Right in the relation between the infiltration rate and the hydraulic load. The first one is set by lower hydraulic load (up to around 3.25 m), in which infiltration rate can reach up to 25 m/d. The second phase, for higher hydraulic loads (above 3.25 m) originates infiltration rates higher than 25 m/d, reaching, in this test, a maximum of 211 m/d, at 6.35 m. The two linear fits identified could possibly be associated with the existence of a double porosity system, to the wellbore storage, or to existing infiltrating conditions inside the well above 3.25 m displacement elevation.

Parameter estimation with MLU software

When working on problems of groundwater flow, the geologist or engineer has to find reliable values for the hydraulic characteristics of the geological formations which control the groundwater flow. Pumping tests have proved to be one of the most effective ways of obtaining such values (Kruseman et al., 1990). Detailed insight and methodologies on solution methods for different configuration pumping tests can be found in bibliography. Injection tests are considered conceptually identical to pumping tests, except that flow is into the well rather than out of it (Horne, 1990; Kruseman et al., 1990). Notwithstanding, there is generally a tendency to increase hydraulic conductivity when extracting and to decrease hydraulic conductivity during injection. Extraction removes fines whereas injection may create clogging.

In order to better understand the factors controlling the infiltration of water in the well into the aquifer and estimate aquifer parameters (transmissivity and storage) and well parameters (storage and skin factor), an aquifer parameter analysis was performed with the support of the aquifer test analysis software MLU version 2.25.63 (Hemker & Post, 2014), which consists of an analytical groundwater modelling tool to compute drawdowns, analyse well flow and aquifer test data based on a single analytical solution technique for well flow which can be applied on multi-layered aquifer systems.

Due to the high level of uncertainty regarding both the aquifer and the well configuration, a sensitivity analysis was performed, considering several possible aquifer and well configurations. From the sensitivity analysis, transmissivity values were found ranging from 14.99 to 36.64 $m^2$/day and storage coefficient from $7.09x10^{-02}$ to $6.38x10^{-1}$. The configuration that shows the best fit between the calculated and observed data is the one which considers the well is installed on an upper unconfined aquifer with thickness 10.75 m (being equal to the total saturated height inside the well). For this configuration, transmissivity for the top layer is estimated as 18.45 $m^2$/d with a standard deviation of 2.518 $m^2$/d. Figure 3 shows the correlation between the observed and calculated drawdown data of the injection test for this configuration.

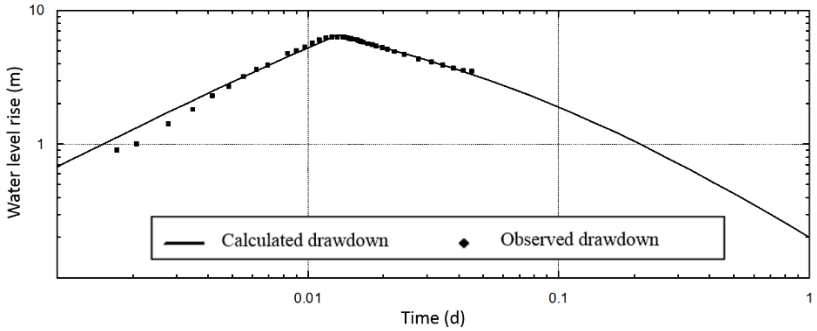



Figure 3. Comparison of observed and calculated data based on optimized values of aquifer parameters.

## 4. CONCLUSIONS

There lies a high degree of uncertainty regarding the Cerro do Bardo well characteristics, the local aquifer geometry and the connection between the well and the aquifer. On one hand, the information supplied by the local inhabitants suggests that flow in the area is from West to East, opposing to the regional flow. Also, it appears there is a confining or lower permeability layer at around 30 to 40 meters depth, which coincides with the Cerro do Bardo wells depth. This probably means the well is not in direct contact with the regional aquifer or any of its karst conduits. With the support of MLU software several possible aquifer and well configurations were simulated, achieving transmissivity values ranging from 14.99 to 36.64 $m^2$/day. The best suited fit was achieved at transmissivity value of 18.45 $m^2$/day. Although the results obtained from the analytical models for interpreting pumping tests suggest Cerro do Bardo well is locally separated from the regional aquifer by an implicit local aquitard or a confining layer, we do understand that the non-uniqueness of the factors contributing for the observed hydraulic responses, as well as preliminary geophysics experimental results gathered by LNEC at the test site, allows us to have doubts related to the non-connectivity in localized areas. In these areas the regional aquifer and the top aquifer would be in direct contact. If this is the case, then the MAR into the well would be directly incorporated in the regional aquifer, for later use down-gradient. Further experiments are foreseen at Cerro do Bardo, during MARSOL project, to overcome these doubts.

## ACKNOWLEDGMENTS

The research leading to these results has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no 619120 (Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought – MARSOL). We thank Agência Portuguesa do Ambiente (APA-ARH Algarve) and Águas do Algarve (AdA) for all their support during this project. Special thanks to C. J. Hemker, for the support on using MLU (Hemker CJ, Post V, 2014) and the advices and feedback given on the interpretation of the well injection test.

## BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

Bouwer H (2002) Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal, 10:121-142.

Dillon P, Pavelic P, Page D, Beringen H, Ward J (2009) Managed Aquifer Recharge: An Introduction. Waterlines Report No 13. National Water Commission. Disponível em http://archive.nwc.gov.au/__data/assets/pdf_file/0011/10442/Waterlines_MAR_completeREPLACE.pdf

Hemker CJ, Post V (2014) MLU for Windows. Well flow modeling in multilayer aquifer systems. MLU Users Guide, 2014. Available at www.microfem.com

Horne RN (1990) Modern Well Test Analysis: A Computer-Aided Approach. Petroway Inc., Palo Alto, USA, 185.

Hugman R, Stigter T, Monteiro JP (2013) The importance of temporal scale when optimizing abstraction volumes for sustainable aquifer exploitation: a case study in semi-arid South Portugal. Journal of Hydrology. Available online 13 March 2013.

Kruseman GP, De Ridder NA, Verweij JM (1990) Analysis and evaluation of pumping test data (2nd ed.). International Institute for Land Reclamation, 377p.

Leitão TE, Lobo Ferreira JP, Oliveira MM, Martins T, Henriques MJ, Carvalho TM, Martins de Carvalho J, Agostinho R, Monteiro JP, Costa LRD (2015) Deliverable 4.2 South Portugal MARSOL Demonstration Sites Characterisation. EU MARSOL Projet - Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, 78 pp.

Logan J (1964) Estimating transmissivity from routine production tests of water wells. Groundwater, 2: 35-37.

Monteiro JP, Vieira J, Nunes L, Younes F (2006) Inverse Calibration of a Regional Flow Model for the Querença-Silves Aquifer System (Algarve-Portugal). Integrated Water Resources Management and Challenges of the Sustainable Development. International Association of Hydrogeologists, IAH. Marrakech. pp 44, doc. Elect. CD-ROM - 6pp.

Monteiro JP, Ribeiro L, Reis E, Martins J, Matos Silva J (2007) Modelling Stream-Groundwater Interactions in the Querença-Silves Aquifer System. XXXV AIH Congress. Groundwater and Ecosystems. Lisbon. Portugal. pp 41-42, doc. Elect. in CD Rom. 10pp

# ANÁLISE EXPLORATÓRIA DA MÉTRICA DA SUPERFÍCIE TOPOGRÁFICA PARA PREVISÃO DO NÍVEL FREÁTICO – APLICAÇÃO A UM SISTEMA CÁRSICO E ROCHAS FRACTURADAS

**Filipa SOUSA[1], António CHAMBEL[2], Nuno NEVES[3]**

*1. Departamento de Geociências, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, Rua Romão Ramalho, 59 7000-671 Évora, Portugall, raquelsousa83@gmail.com*

*2 Departamento de Geociências, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, Instituto de Ciências da Terra (ICT), Pólo da Universidade de Évora, Rua Romão Ramalho, 59, 7000-671 Évora, Portugal, achambel@uevora.pt*

*3 Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, Rua Romão Ramalho, 59, 7000-671 Évora, Portugal, nneves@uevora.pt*

## 1. RESUMO

Partindo da premissa de que não só o nível freático acompanha a linha topográfica do terreno, mas também a direcção de escorrência das bacias subterrâneas tende a coincidir com a direcção predominante de escorrência das bacias hidrográficas à superfície, principalmente em aquíferos fracturados, foi realizado um estudo com o objectivo de definir um modelo explicativo do nível freático no sistema aquífero Estremoz-Cano e no sector pouco produtivo das rochas ígneas e metamórficas da Zona de Ossa Morena (ZOM), em função das característica métricas do terreno, aferidas a partir da uma análise espacial raster, com multi-resolução, gradativa e interpolativa. Diferentes modelos foram criados e testados a partir dos dados do nível hidroestático, da elevação do terreno e de indíces métricos do terreno computados a partir de uma superfície digital de terreno hidrologicamente funcional. A análise estatística das variáveis independentes computadas permitiu concluir que o nível hidrostático (NHE) é extremamente correlacionável com o índice de convexidade calculado (Convex) e a elevação do terreno numa Regressão Linear do Tipo Piecewise.

**Palavras-Chave:** nível hidrostático; convexidade; DEM; regressão linear do tipo Piecewise.

## 2. INTRODUÇÃO

O modelo desenvolvido e que aqui se apresenta parte da assunção da existência de duas superfícies principais numa bacia hidrográfica, a superfície topográfica e a superfície freática (Lencastre and Franco 1984). A topografia pode na realidade ser usada para quantificar a drenagem superficial assim como os processos de infiltração (Beven and Kirkby 1979, O'Loughlin 1986, Moore et al. 1988 a,b in Hutchinson and Dowling 1991). Neste contexto, foi desenvolvido um modelo que explica o NHE com base na métrica da topografia e na elevação do terreno. O modelo foi desenvolvido à escala regional, no sistema aquífero Estremoz-Cano e no sector pouco produtivo da ZOM, onde, durante a estação seca, o NHE foi medido no total de aproximadamente 100 poços. Os valores de NHE observados serviram de base à análise estatística a partir da qual foi possível aferir as variáveis e o modelo que melhor explica o NHE em função da superfície topográfica.

## 3. ENQUADRAMENTO

Com base na compreenssão da interacção entre a água superficial e a água subterrânea sendo que não só a superfície freática tende a seguir a superfície topográfica como a direcção de fluxo da água subterrânea tende a ser consistente com a direcção de escorrência superficial, especialmente em aquíferos fracturados (Custodio & Llamas 1983; Driscol 1986), a existência de uma associação linear entre o NHE, a elevação do terreno e as característics métricas, nomeadamente a curvatura do terreno, foi assumida como premissa. No entanto, a análise estatística realizada aos modelos desenvolvidos revelou uma correlação linear muito fraca entre o NHE e as variáveis independentes consideradas quando relacionadas através de uma regressão linear múltipla. Consoante os estudos evoluíram, empiricamente chegou-se à conclusão de que o NHE é de facto correlacionável com a elevação do terreno e com a convexidade (Convex) quando relacionadas através de uma Regressão Linear do Tipo Piecewise.

### 3.1. Índice de convexidade (Convex)

A convexidade do terreno foi parameterizada através do cálculo de um novo índice de convexidade, Convex, o qual representa a convexidade local ao calcular a convexidade de cada célula do modelo digital de terreno hidrológico, considerando uma vizinhança de três células. O esquema, representado na Fig. 1, apresenta as diferentes operações que precedem o cálculo de Convex.

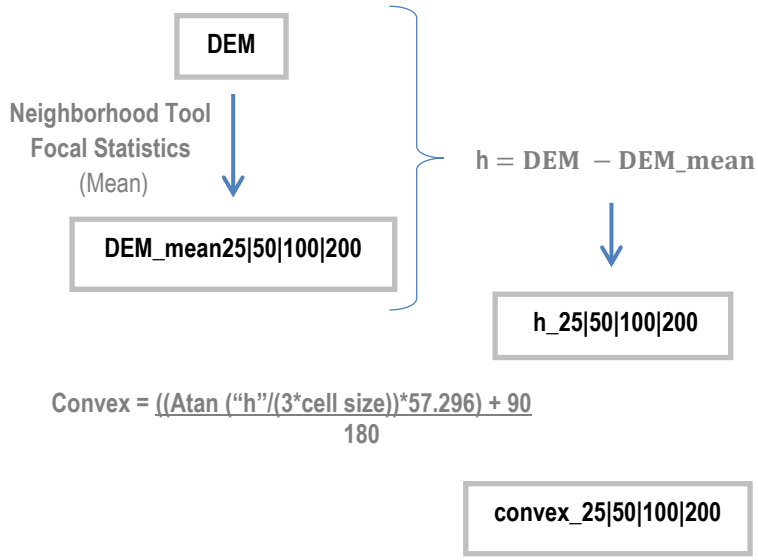



Fig. 1. Esquema ilustrativo do cálculo de Convex

### 3.2. Análise Estatística

Todas as variáveis, às diferentes escalas definidas, obtidas durante o cálculo do índice de convexidade, foram analisadas quanto ao nível de significância (valopr –p) e coeficiente de correlação (R) em relação aos valores de NHE observados. A Tab. 1 mostra os resultados da análise estatística para cada variável independente. Mostra-se, em destaque, as canditadas ao modelo final. Uma vez que praticamente todas as variáveis são muito correlacionáveis com o NHE, com o objectivo de seleccionar as váriáveis com maior nível de significância, foram seleccionadas como candidatas a testar no modelo final as variáveis com valor -p < 0.0001.

Tab. 1. Análise estatística das variáveis calculadas durante a computação de Convex

| Variáveis Independentes | NHE | |
|---|---|---|
| | valor - p | R |
| DEM_25 | 0.000001 | 0.47122 |
| DEM_mean25 | 0.000001 | 0.45927 |
| h_25 | 0.015253 | 0.24327 |
| convex_25 | 0.015245 | 0.24329 |
| DEM_50 | 0.000001 | 0.46973 |
| DEM_mean50 | 0.000001 | 0.46478 |
| h_50 | 0.000124 | 0.37619 |
| convex_50 | 0.000124 | 0.37619 |
| DEM_100 | 0.000001 | 0.47009 |
| DEM_mean100 | 0.000002 | 0.46724 |
| h_100 | 0.000111 | 0.37879 |
| convex_100 | 0.000111 | 0.37877 |
| DEM_200 | 0.000001 | 0.46315 |
| DEM_mean200 | 0.000002 | 0.45315 |
| h_200 | 0.225356 | 0.12295 |
| convex_200 | 0.225375 | 0.122945 |

Após uma análise de multicolinearidade das candidatas ao modelo e de uma análise empírica, três pares de variáveis sobressaíram no estudo com os maiores valores de correlação com o NHE. A Tab. 2 mostra ambos o coeficiente de determinação ($R^2$) e o coeficiente de correlação (R) dos pares de variáveis independentes seleccionados tanto para uma Regressão Linear Múltipla como para uma Regressão Linear do Tipo Piecewise.

Tab. 2. Análise estatística dos modelos aferidos durante a computação do Convex

| Modelos | Variáveis Independentes | Regressão Linear do Tipo Piecewise | | Regressão Linear Múltipla | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | R | $R^2$ | R | $R^2$ |
| 1 | convex_50<br>DEM_25 | 0.86475 | 74.78% | 0.60518 | 36.62% |
| 2 | convex_50<br>DEM_50 | 0.86444 | 74.73% | 0.60371 | 36.45% |
| 3 | convex_100<br>DEM_100 | 0.85654 | 73.37% | 0.60299 | 36.61% |

## 4. CONCLUSÕES

A regressão linear do tipo Piecewise, a partir da qual o NHE é calculado em função da convexidade, considerando uma resolução de 50 m, e da elevação, com uma resolução de 25 m, é claramente o modelo que melhor explica o nível freático em função da topografia, apresentando elevados valores de correlação e um coeficiente de determinação de quase 75% (Fig. 2).

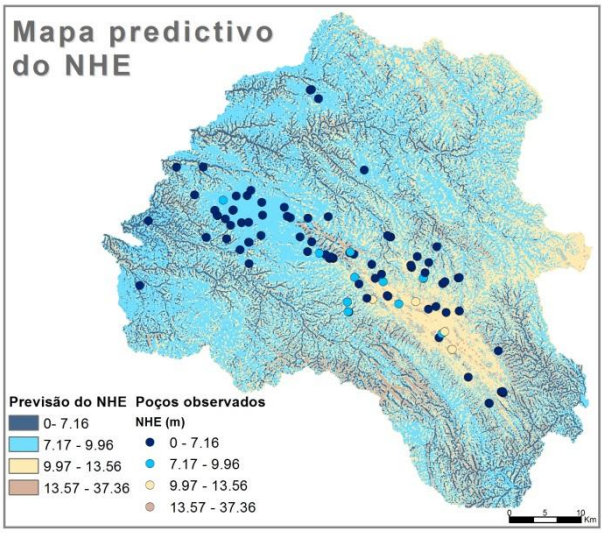



Fig. 2 Mapa Predictivo do NHE

O modelo desenvolvido relaciona claramente o NHE com a topografia, confirmando a premissa a partir da qual o trabalho foi desenvolvido. Contudo, o NHE é também função das características hidrogeológicas dos aquíferos e, neste contexto, o modelo aferido foi posteriormente aplicado separadamente ao aquífero cársico Estremoz-Cano e ao sector pouco produtivo das rochas ígneas e metamórficas da ZOM, o que reflectiu a influência das caracteristicas hidráulicas dos dois sistemas. Se para o sector fracturado da ZOM o NHE é altamente correlacionável (R=0.89) com a topografia com uma percentagem de determinação de 80%, já no Sistema Aquífero Estremoz-Cano NHE apresenta menor correlação (R=0.84) com a topografia e consequentemente menor capacidade preditiva (R2 = 79%), representativos das elevadas velocidades de fluxo caracteristicas dos sistemas cársicos, com tendência para uma menor dependência do nível freático em relação à superfície topográfica. É importante realçar que, apesar dos excelentes resultados obtidos e das suas potencialidades, o presente estudo e modelo aferido é ainda um estudo prematuro e que permite a previsão do NHE à escala local e para dois casos específicos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem os fundos providenciados pelo Centro de Geofísica de Évora, sob contrato com a FCT, PEst-OE/CTE/UI0078/2014.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Custodio E, Llamas R (1983) Hidrología Subterránea. Ediciones Omega, S. A., Barcelona, Vol. 1 e 2, 2350 p.
- Driscol FG (1986) Groundwater and Wells, 2nd ed., Johnson Division, St. Paul, Minnesota, 1089 p.
- Hutchinson MF, Dowling TI (1991) A continental hydrological assessment of a new grid-based digital elevation model of Australia. Hydrological Processes 5: 45-58.
- Lencastre A, Franco FM (1984) Lições de Hidrologia. Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, 28-30.

# APLICAÇÃO DE TEORES EM TRÍTIO E DE CARBONO-14 COMO MÉTODO DE DIAGNÓSTICO E ANÁLISE DE SISTEMAS SUBTERRÂNEOS

**Paula M. CARREIRA[1], Dina NUNES[1], Pedro VALÉRIO[1], Maria de Fátima ARAÚJO[1], José M. MARQUES[2], Manuel ANTUNES DA SILVA[3]**

*1. Centro de Ciências e Tecnologias Nucleares (C[2]TN), Instituto Superior Técnico, Estrada Nacional nº10 ao km 139,7, 2695-066 Bobadela LRS. carreira@ctn.ist.utl.pt; dina@ctn.ist.utl.pt; pvalerio@ctn.ist.utl.pt; faraujo@ctn.ist.utl.pt*

*2. Centro de Recursos Naturais e Ambiente (CERENA), Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001 Lisboa. jose.marques@tecnico.ulisboa.pt*

*3. UNICER Bebidas, S.A., S. Mamede de Infesta. Antunesda.Silva@unicer.pt*

## RESUMO

Neste trabalho serão focadas as variações temporais e espaciais de teor em trítio ($^{3}H$) nas águas de precipitação em Portugal continental e a sua utilização em casos de estudo. Os resultados apresentados fazem parte da base de dados do Grupo de Radiações Elementos e Isótopos do Centro de Ciências e Tecnologias Nucleares ($C^{2}TN$) do IST, obtida a partir das determinações dos teores em trítio nas amostras de água de precipitação mensal colhidas desde 1988. As variações regionais entre o litoral e o interior serão analisadas tendo em conta a influência de parâmetros climáticos e regionais, serão também apresentadas algumas considerações sobre as possíveis aplicações dos teores em $^{3}H$ (determinados nas águas de precipitação), em casos de estudo hidrogeológicos. Os teores em $^{3}H$ determinados nas águas subterrâneas são utilizados como complemento à datação por carbono-14 ($^{14}C$) desses sistemas aquíferos: na quantificação de mistura entre unidades hídricas, na dinâmica/datação dos recursos hídricos (tempo de trânsito, definição de linhas de fluxo etc.) e na identificação da origem de fontes poluidoras (matéria orgânica e/ou fertilizantes). Finalmente, apresentam-se de uma forma sumária alguns dos resultados mais relevantes obtidos em dois casos de estudo realizados pelo $C^{2}TN$/CERENA-IST em Hidrogeologia Isotópica

**Palavras-Chave:** Trítio; carbono-14; datação; mistura de unidades aquíferas; linhas de fluxo.

## 1. INTRODUÇÃO

O uso de técnicas nucleares em estudos hidrogeológicos baseia-se no estudo das variações de concentração de diferentes espécies isotópicas. Essas variações são consequência de processos naturais, não controláveis pelo Homem e a sua interpretação faz-se por comparação com padrões absolutos ou com variações isotópicas regionais. As espécies isotópicas ambientais radioactivas mais utilizadas em estudos hidrogeológicos são o trítio ($^{3}H$) e o carbono-14 ($^{14}C$).

O trítio existente na precipitação é o resultado de dois processos distintos. O primeiro, de origem natural, é resultante da reacção de neutrões (térmicos), produzidos pela interacção dos raios cósmicos com as partículas existentes nas altas camadas da atmosfera, com os núcleos de átomos de azoto. O segundo, tem uma origem artificial (antrópica) resultante de explosões termonucleares na atmosfera e da indústria nuclear.

O trítio encontra-se no meio ambiente em quantidades facilmente mensuráveis. A radioactividade é definida como a transformação espontânea de certos isótopos dos elementos químicos noutras espécies, em consequência da desintegração dos seus núcleos. O $^{3}H$ tem um período (semi-vida) de 12,32 anos e é um emissor ß fraco ($E_{max}$ = 18,6 keV). Tanto o $^{3}H$ produzido na atmosfera por processos naturais como o resultante da acção do Homem é rapidamente oxidado, passando a vapor de água atmosférico ($^{1}H^{3}HO$). Entra assim, no Ciclo Hidrológico através da precipitação e da troca isotópica entre o ar e as massas de água oceânicas. Ao longo do Ciclo Hidrológico observam-se variações no seu teor, quer no espaço, quer no tempo, devido a fraccionamentos isotópicos associados aos processos de evaporação e condensação, como consequência das características termodinâmicas das moléculas de água. Essas variações nas águas de precipitação são directamente influenciadas por vários factores condicionantes (distância ao litoral, época do ano, latitude, etc.) e, ainda, por factores antrópicos, com uma influência local e/ou regional (Rozanski et al., 1991), como é o caso da presença de indústrias específicas, incluindo a nuclear, que libertam $^{3}H$ para a atmosfera.

Actualmente, os teores em $^{3}H$ na precipitação encontram-se próximos dos níveis existentes antes dos testes termonucleares. A similaridade de valores tem levado a que a maioria das aplicações de teor em $^{3}H$ em estudos de Hidrogeologia se restrinja a estudos de pequena escala, tanto no espaço como no tempo.

O carbono-14 existente actualmente na atmosfera tem a sua origem associada também a dois processos distintos: um natural, resultante da interacção de radiação cósmica nas altas camadas da atmosfera com os átomos de azoto e uma origem artificial relacionada com a actividade nuclear desenvolvida pelo Homem. Os átomos de $^{14}C$ após a oxidação formam moléculas de dióxido de carbono ($^{14}CO_2$) que se misturam com o $CO_2$ atmosférico não radioactivo participando a partir de então no Ciclo Global do Carbono, ou seja, na bio, na lito e na hidrosfera. O carbono entra no Ciclo Hidrológico através, principalmente, de dois mecanismos: por processos químicos associados à dissolução no sistema aquoso do $CO_2$ atmosférico e do solo e/ou da dissolução de minerais carbonatados; e por produção bioquímica de $CO_2$ resultante da respiração das plantas.

Quando no sistema aquoso o carbono tem fundamentalmente uma origem biogénica, a actividade do $^{14}C$ no carbono total dissolvido de uma água representa, exclusivamente a actividade desta espécie de origem orgânica. No entanto, quando no sistema aquoso o carbono é de origem orgânica e de origem mineral, por exemplo, proveniente da dissolução de carbonatos, por exemplo, a actividade do $^{14}C$ do $CO_2$ biogénico será diluída pelo carbono resultante da dissolução de minerais carbonatados "livres" de carbono-14. O $^{14}C$ tem um período (semi-vida) de 5730 anos e ao desintegrar-se emite radiações ß$^{-}$ ($E_{max}$ = 158 keV) dando origem a átomos de azoto.

Neste trabalho apresenta-se de uma forma sumária alguns dos resultados mais relevantes obtidos em dois estudos desenvolvidos no C$^{2}$TN-CERENA no âmbito da Geoquímica e da Hidrologia Isotópica.

## 2. CASOS DE ESTUDO

### 2.1. Sistema Melgaço – Messegães

Três tipos de rochas graníticas podem ser identificadas na região com base nas suas relações estruturais e deformações internas: i) granitos sin-tectónicos com inclusões de moscovite e biotite fortemente correlacionados com as rochas migmatíticas; ii) granitos tardi-tectónicos (frequentemente associados a granodioritos): com uma grande presença de biotite (moscovite como mineral secundário); iii) granitos pós-tectónicos, geralmente caracterizados pela presença de mega-cristais de feldspato-K e biotite. Os principais sistemas de falhas na região são representados pelas direcções ENE-WSW, WNW-ESE, NNE-SSW e NNW-SSE. Estudos geológicos-geofísicos realizados na região indicam que o sistema ENE-WSW é responsável pela morfologia do vale do rio Minho. Os sistemas hidrominerais gasocarbónicos de Melgaço e Messegães emergem na intersecção das estruturas NNW-SSE (Fig. 1a). Os sistemas aquíferos locais pouco profundos e de baixa mineralização apresentam teores de $^{3}H$ entre 2,1 a 5,2 ± 0,6 TU, enquanto nas águas minerais gasocarbónicas (Melgaço 1, 2 e Messegães) os teores oscilam entre 0,0 a 2,2 ± 0,6 TU (Carreira et al. 2014).

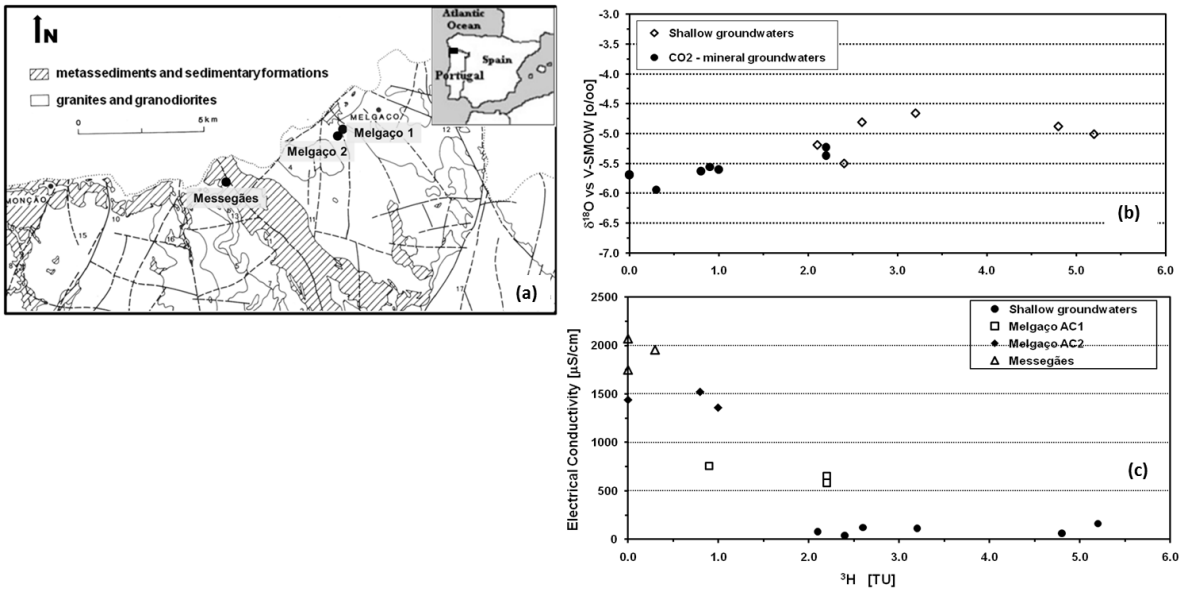



Fig 1. **(a)** Mapa geológico simplificado com a localização dos locais de amostragem; (**b**) $\delta^{18}O$ *vs.* $^{3}H$; (**c**) condutividade eléctrica em função da evolução dos teores em $^{3}H$ ao longo das três campanhas de amostragem (Carreira et al. 2014).

Projectando os teores de $^{3}H$ em função do $\delta^{18}O$ e da condutividade eléctrica, verifica-se que as concentrações menores foram registadas nas águas com maior mineralização, indicando uma circulação mais longa, um tempo maior para os processos de interacção água-rocha (Fig. 1c) e apresentando ainda altitudes de recarga a altitudes superiores (tendo por base o fraccionamento isotópico local com a altitude). O padrão de distribuição $^{3}H$ *vs.* $\delta^{18}O$ parece estar associado a diferentes altitudes de recarga (Fig. 1b). Por outro lado, verifica-se dentro do sistema de Melgaço1, que as águas minerais ricas em $CO_2$, apresentam uma mineralização menor que é acompanhada por teores mais elevados de $^{3}H$ (baixa altitude de recarga) quando comparado com Melgaço 2, indicando um caminho de fluxo subterrâneo mais curto.

Se considerarmos uma entrada de trítio da mesma ordem de grandeza ao determinado na estação meteorológica Porto (4,5 TU - média aritmética ponderada (Carreira et al, 2005)), para as águas gasocarbónicas pode-se considerar um tempo de residência, pelo menos, superior a 40 anos.

O teor em $^{14}C$ foi determinado por AMS realizado no Carbono Inorgânico Total Dissolvido (CITD) em amostras de Melgaço1 e Melgaço2. Os teores obtidos foram: $^{14}C = 2,33 \pm 0,07$ pmC e $\delta^{13}C = 4,7$ ‰ (Melgaço 1) e $^{14}C = 1,01 \pm 0,04$ pmC e $\delta^{13}C = 4,7$ ‰ (Melgaço 2).

O enriquecimento em $\delta^{13}C$ encontrado nas águas minerais de Melgaço, pode ser devido a mistura de C do manto superior, embora a hipótese de metanogénese não deva ser excluída. Os teores em $^{14}C$ indicam uma fonte de carbono associada à desgaseificação manto superior com um aporte de C sem $^{14}C$ e teor diferente em $^{13}C$.

### 2.2. Sistema Multiaquífero Cretácico de Aveiro

Considera-se na região de Aveiro a existência de dois sistemas aquíferos principais: o sistema Quaternário e o sistema multiaquífero Cretácico. O primeiro, superficial, é constituído por sedimentos detríticos de idade plistocénica e holocénica, formado por níveis de praias marinhas e depósitos fluviais associados. Constituem unidades aquíferas do tipo freático ou semi-cativo, por vezes de carácter local, sendo bastante vulneráveis a agentes externos e apresentando elevados teores de poluição em algumas áreas. O segundo conjunto, constituído pelas unidades de idade Cretácica, é considerado como um sistema multiaquífero, por se combinarem formações hidrogeológicas permeáveis, semipermeáveis e impermeáveis. Da base para o topo, é constituído por várias sequências de grés médios a grosseiros, o "Belasiano", a que se segue um fino e descontínuo leito de calcários, por vezes fossilífero, de idade essencialmente cenomaniana, a chamada "Formação Carbonatada". Segue-se-lhe uma sequência granocrescente, do Cenomaniano / Turoniano, designada por Grés Micáceo, sobrepondo-se-lhe um espesso conjunto de grés grosseiros e argilas arenosas, localmente conhecidos por Grés de Oiã, de idade Turoniana, que gradam a tecto para arenitos arcósicos e margosos, os Grés de Verba (Coniaciano/Santoniano). O conjunto é sobreposto pelos Arenitos e Argilas de Aveiro/Vagos, impermeáveis, essencialmente senonianos (Marques da Silva, 1990).

As formações permeáveis afloram apenas na parte Leste da bacia, numa estreita faixa de orientação aproximadamente N-S, a cerca de 25 km da costa. As camadas mergulham suavemente para Oeste, desconhecendo-se se e onde afloram directamente sob o oceano, ou se, pelo contrário, continuam protegidas pelo tecto argiloso impermeável. O conjunto apresenta uma estrutura em sinclinal algo assimétrico. A piezometria indica haver actualmente diferentes direcções de linhas de fluxo; a principal tem orientação aproximadamente E-W, com origem na área de recarga desenvolvendo-se segundo o eixo do sinclinal. Esta direcção coincide com a do fluxo geral do sistema em regime natural não influenciado (Fig. 2).

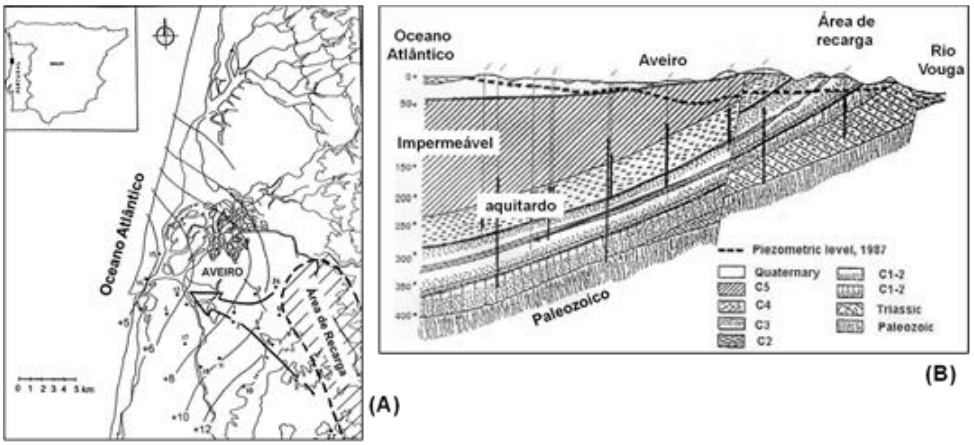



Fig. 2. (**A**) Mapa esquemático da região com a localização dos pontos de amostragem e área de recarga. (**B**) Perfil hidrogeológico do sistema Cretácico. Depressão na superfície piezométrica (1987) perto da cidade de Aveiro (adaptado de Marques da Silva, 1990).

O teor em $^{14}C$ obtido nas amostras de água subterrânea pertencentes ao sistema confinado varia entre 43,6±0,4 e 0,9±0,3 pmC. Quando as idades aparentes em $^{14}C$ são projectadas em função da distância aos bordos da bacia sedimentar, observa-se que entre os kms 5 a 8 as idades aparentes crescem quase linearmente, permanecendo aproximadamente constante entre os kms 8 a 16 (Fig. 3a). As idades aparentes das águas subterrâneas foram estimadas recorrendo aos valores de $\delta^{13}C$, admitindo um valor de concentração inicial em $^{14}C$ igual a 100 pmC. As idades aparentes variam entre 5,9±2,4 a 35,0±6,2 ka (±2σ), respectivamente nas proximidades da área de recarga e na área mais profunda acessível do aquífero, tendo sido utilizadas no cálculo da velocidade média aparente do fluxo subterrâneo entre captações adjacentes (Fig. 3b).

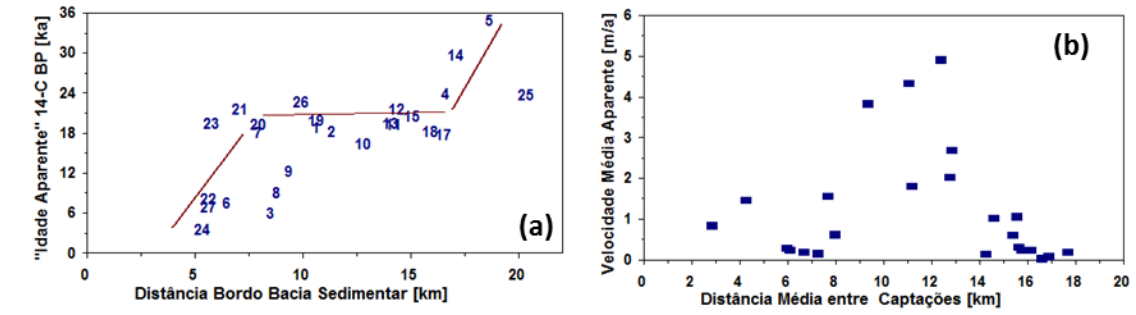



Fig. 3. (**a**) Idade aparente em $^{14}C$ *vs.* distância à área de recarga (Aveiro). (**b**) Velocidade média aparente *vs.* distância média entre captações.

## 3. CONCLUSÕES

A vantagem obtida na utilização em paralelo de parâmetros isotópicos e geoquímicos, ambos como traçadores ambientais, a par com a metodologia hidrológica tradicional (técnicas hidrogeoquímicas e hidrodinâmicas) tem sido incontestável em estudos hidrogeológicos. Dados isotópicos têm demonstrado que nas águas subterrâneas funcionam como "ferramentas" e método de diagnóstico e de análise de sistemas aquíferos.

O trítio ao fazer parte da molécula de água torna-se num traçador ideal em sistemas hídricos. A comparação dos teores de trítio nas águas da chuva com os teores do mesmo radioisótopo em sistemas hídricos superficiais e subterrâneos permite a obtenção de informações relativas às condições de recarga dos sistemas aquíferos, datação de águas subterrâneas e estimativa do tempo de residência ou de trânsito de sistemas de circulação rápida. A presença deste isótopo radioactivo é indicadora de uma componente de água moderna no sistema, sendo possível interpretar os teores de trítio de uma forma qualitativa. Em estudos de impacte ambiental e de poluição de reservas hídricas, a presença de trítio deverá ser encarada como um factor indicativo de áreas de permeabilidade relativamente elevada, por conseguinte, de zonas de risco à acção de agentes externos.

Os teores em $^{14}C$ conjugados com os teores em $^{13}C$ permitem uma datação de sistemas aquíferos antigos possibilitando a identificação e caracterização da origem do carbono dissolvido nos sistemas aquosos. Quando a origem do C está fundamentalmente associada a uma origem biogénica a actividade de $^{14}C$ será representada exclusivamente pela actividade dessa espécie de origem orgânica, no entanto, a sua origem pode ser devida a dissolução de minerais carbonatados ou mesmo por mistura com $CO_2$ de origem mantélica ou mistura com metano profundo, induzindo uma diluição do carbono inicial presente nas águas subterrâneas quando da recarga.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Carreira PM (1998) Paleoáguas de Aveiro. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. 377pp.

Carreira PM, Marques JM, Carvalho MR, Nunes D, Antunes da Silva M (2014) Carbon isotopes and geochemical processes in $CO_2$-rich cold mineral water, N-Portugal. Environmental Earth Sciences, 71: 2941-2953

Carreira PM, Valério P, Nunes D, Araujo MF (2005) Temporal and seasonal variation of stable isotopes and tritium in precipitation over Portugal. Isotopes in Environmental Studies, Proc. Inter. Conf. Monaco, 2004 C & S Papers 26/P, IAEA Vienna, 370-373.

Marques da Silva MA (1990) Hidrogeologia del sistema multiacuifero Cretacico del Bajo Vouga-Aveiro (Portugal). Tese de Doutoramento. Universidade de Barcelona, Faculdade de Geologia, 2 Vols., 436 pp.

Rozanski K, Gonfiantini R, Araguás-Araguás L (1991) Tritium in the global atmosphere: Distribution patterns and recent trends. Journal of Physics G: Nuclear Particle Physics, 17, 5523-5536

# NEW TEST OF THE GABARDINE INFILTRATION BASIN FOR MAR IN RIO SECO (CAMPINA DA FARO AQUIFER SYSTEM, ALGARVE)

**Manuel M. OLIVEIRA[1], João Paulo LOBO FERREIRA[1], Teresa E. LEITÃO[1], Luís R.D. COSTA[2], Tiago CARVALHO[3], Rui AGOSTINHO[3], José Paulo MONTEIRO[2]**

*1. Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, moliveira@lnec.pt, lferreira@lnec.pt, tleitao@lnec.pt*

*2. Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, lrcosta@ualg.pt, jpmontei@ualg.pt*

*3. Terra, Ambiente e Recursos Hídricos (TARH), Rua Forte Monte Cintra 1B3, Sacavém, tcarvalho@tarh.pt, rdagostinho@tarh.pt, jmc@tarh.pt*

## ABSTRACT

The infiltration basin constructed in the GABARDINE project in Rio Seco stream (Algarve, Portugal) was rehabilitated during MARSOL project and a new infiltration test has been performed. The hydrogeological framework is presented and the new infiltration test is described and interpreted. The results are similar to those obtained during GABARDINE project, with calculated infiltration rates varying with water height. When the infiltration basin is saturated and the water level is more than 0.16 m above the ground surface the infiltration rate raises to values of more than 1.19 m/day. The increasing rate of water level variation registered near the end of the filling stage of the infiltration basin indicates a lower porosity stratum that clues the presence of clogged stratum near the surface.

**Keywords:** Artificial river infiltration; clogging; infiltration basin; infiltration rate; MAR.

## 1. INTRODUCTION AND ANTECEDENT STUDIES

The test is developed in the framework of the MARSOL project which is briefly presented in Leitão et al. (2015a). The main objective of the project in Campina de Faro aquifer system is to demonstrate that aquifer water quality can be improved by means of MAR. For this purpose, infiltration basins were built or rehabilitated in the Rio Seco riverbed to promote infiltration of surface water. Infiltration in typical existing large-diameter dug wells is also being considered, using rain water intercepted by greenhouses' roofs, with a complementary benefit of minimising frequent drainage problems provoked by concentrated runoff in the flat area surrounding the city of Faro.

The present test was conducted in the rehabilitated south infiltration basin constructed in 2006 during GABARDINE project (Lobo Ferreira et al., 2006). The basin filled with gravel material has dimensions of 20m long x 5m wide x 6m depth. During the infiltration test of GABARDINE, conducted on May 2007, an infiltration rate of about 1.2 m/day was calculated for saturated conditions and keeping a constant +20 cm head above the surface of the basin (Dimitriadis et al., 2007). Roseiro (2009) also refers average infiltration rates between 1.8 and 0.7 m/day estimated from the observed drawdowns in the basin after the injection period (no flow input in the basin).

## 2. HYDROLOGICAL AND HYDROGEOLOGICAL FRAMEWORK

The area of the river basin upstream the infiltration basin is 62.7 km$^2$. It spans over five groundwater bodies (GWB) represented in Fig. 1-Left.

Data measured at Rio Seco surface flow gauge station located downstream the infiltration basin (IB, see Fig. 1-Left) was analysed from 01-10-1995 until 30-09-2005. Water stage data and rating curves or stage-discharge determinations were provided by APA/ARH-Algarve. The 10 year daily data was sorted in ascending order and the cumulative distribution function (CDF) was computed (range 0-1). This was multiplied by 365 days to generate values between 0 and 365 days. The 365 day CDF (365d-CDF) gives the probability in average number of days per year that the surface flow is below a specific value. Fig. 1-Right shows the 365d-CDF curve. It can be seen that in average, the river only has flowduring 69 days per year.

The infiltration capacity values of any constructed IB may be confronted with the 365d-CDF curve enabling a perception of the available natural water for MAR and the period during which water is available.

Geologically, the IB is situated in the Quaternary alluviums near the north part of the Campina de Faro GWB, where the Rio Seco crosses the GWB downstream. Accordingly with the well perforation conducted during the GABARDINE project (Fig. 2), the alluviums are composed of very low permeability 6 m thick clays with gravels; below these alluviums appear 10 m thickness Upper Miocene formations, composed of sand and muscovite; these formations are separated by a 2 m low permeability to impervious clayey sand with ferromagnetic materials from a confined older Miocene formations composed of sands, sandstone and limestone with fossils. During the construction of the IB, located between wells LNEC1 and LNEC2 (Fig. 2) the 6 m clay with gravels formation was removed so that infiltrating water could reach the sandy aquifer below.

As referred by Almeida et al. (2000) flow in the Campina de Faro GWB is divergent towards SE and SW from a central zone, in accordance with the hypothesis of natural recharge of the system from the Jurassic limestones that contact the system in the North and also from the Rio Seco stream. Thus the location of the infiltration basin is adequate as a source of fresh water for the GWB.

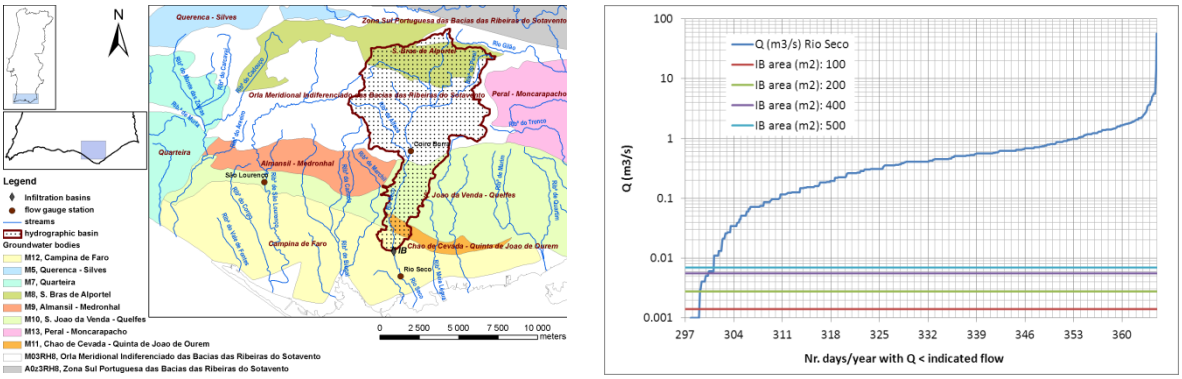



Fig. 1. Left: River basin upstream Rio Seco MAR facilities and groundwater bodies; Right: River flow cumulative curve and infiltration capacity of area dependent infiltration basins (Oliveira et al., 2015)

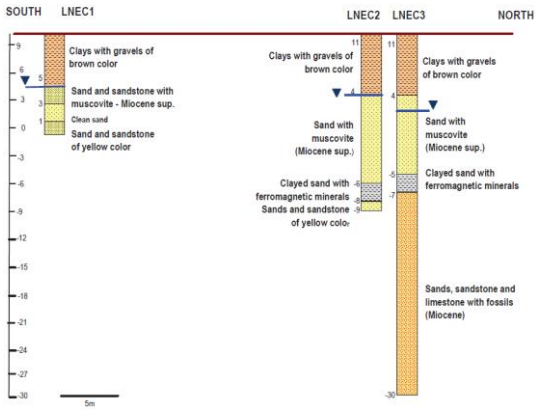



Fig. 2. Lithological characteristics of the Rio Seco riverbed where the IB is installed (Lobo Ferreira et al., 2006)

## 3. DESCRIPTION OF THE TEST

A new infiltration test, developed in the framework of the MARSOL project, took place on 1 July 2014 in order to identify different infiltration conditions and the possible clogging effect since May 2007. The new test may be divided in the 4 stages depicted in Table 1. Leitão et al. (2015b) presents a more detailed description of the test.

The injection flow rate of the test was 18 $m^3$/h with source water pumped from the underlying confined Miocene aquifer. After saturating the basin with water, a constant level of about 20 cm above the surface of the IB was kept constant diverging the surplus water to a discharge point downstream the river. The inflow to the IB was calculated by subtracting the ouflow from the original flow (18 $m^3$/h) during steady state conditions.

Monitoring was performed during and after the test, using automatic probes for water pressure, temperature and electrical conductivity, measuring every minute. These probes were installed in the piezometers and in perforated tubes placed within the basin. Manual measurements were also taken for control.

Levels showed oscillations of up to 4 cm between consecutive records. In order to decrease this oscillation, a 5 minute centred moving average was calculated. The result is shown in Fig. 3-Left. The levels variations were

then calculated, and a second smoothing process was applied by considering the 5 minutes level variations. These are also shown in Fig. 3-Left. The same figure also represents the stages referred in Tab. 1

Tab. 1 – Discharge control during the infiltration test of 01-July-2015

| Stage | Time | Description |
|---|---|---|
| 1 – Filling the IB | 9:15 – 14:28 | Water input into the infiltration basin until saturation |
| 2 – Increasing level above IB | 14:28 – 15:43 | Raising the level from 0 cm till 20 cm above the infiltration basin surface |
| 3 – Keeping 20 cm level above IB | 15:43 – 19:15 | Keeping the water level at 20 cm head above the infiltration basin surface |
| 4 – No water input | 19:15 – 21:25 | No water input in the infiltration basin and measuring water level drawdown |

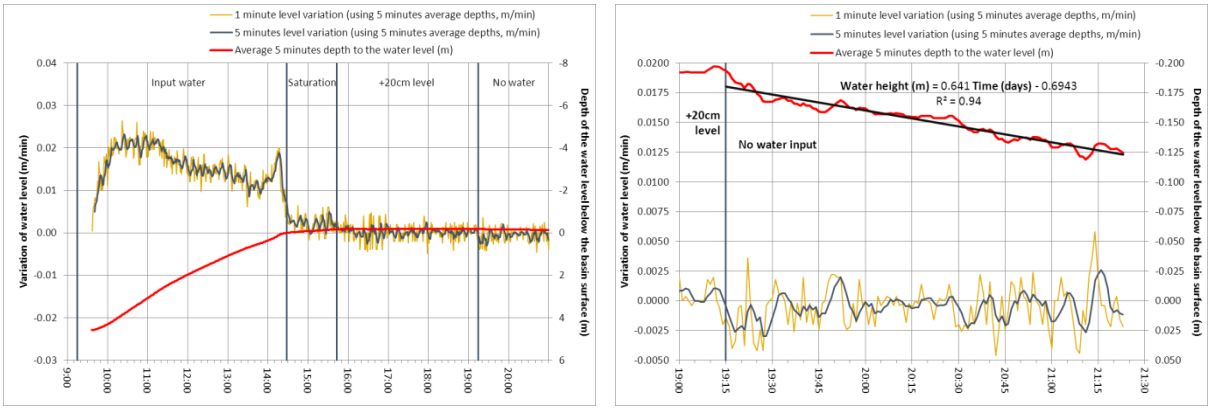



Fig. 3. Left: 5 minute moving average depth of the water level below the basin surface, and 1 minute and 5 minutes average variations of the water level. Right: Detail of the "No input water stage" and linear fit between water level and time (Leitão et al., 2015b)

**Filling stage:** During the filling stage, several behaviours can be detected concerning average level variations: (1) Initially, there is a constant increase in the rate of the water level variation in the IB; this may be related with an increase in the intersticial velocity due to the increasing water content in the unsaturated IB; (2) Then there is a quasi-stabilisation in the water level variation; this can either be related to a stabilisation of the intersticial velocity inside the IB without infiltration below the bottom of the IB, or an equilibrium between these two processes; (3) A new period occurs in which the rate water level variation decreases; this may be explained by the increase of the water level inside the basin, promoting higher infiltration rates below the IB and a correspondant reduction of the the water level variation rate; (4) With the approximation of the filling of the IB, the variation on water level suddenly increases; this may be related to the proximity of the ground surface (between 33 cm below ground and 9 cm below ground), that can be slightly more compressed and with less porosity due to the rehabilitation of the basin or clogged due to past infiltration processes; (5) Finally, near the end of the filling period, the rate of the water level variation decreases with time; this should be related with the transition to the open air, where there is a reduction of the solid phase and an increase of voids.

**Increasing level above infiltration basin stage:** This situation is quite adequate to infer the infiltration rate below the IB by the difference between water input and the variation of surface storage above the ground. Total input water during this 75 min period was 22.5 $m^3$. The variation of surface storage necessary to increase 0.163 m of the water level (instead of 0.20 m) is 16.3 $m^3$. This represents an infiltration of 6.2 $m^3$ of water during 75 minutes or an average infiltration rate of 1.19 m/day. However, for level change rates observed during higher water level periods, the infiltration rates increased to more than 2 m/day.

**Keeping 20 cm level above infiltration basin stage:** Equilibrium between levels and water leaving the basin was considered achieved for an average level of +0.189 m above ground (instead of +0.20 m) and a rejected discharge of 13.69 $m^3$/h. For this level water input to the IB was determined as 4.29 $m^3$/h representing an average infiltration rate of 1.03 m/d.

**No input water stage:** This may be the best situation to determine the infiltration rate of the IB. After water input is stopped the variation of the level as a function of time, while the level is above the ground surface, is a direct estimate of the infiltration rate. It was possible to fit a straight line between levels and time (Fig. 3-Right); the 0.64 m/day slope of this line represents the average infiltration rate. However, if one considers the initial level variations after stopping inputting water, infiltrations rates would be as high as 3.6 m/day when the water level is 0.183 m above ground (as inferrible from Fig. 3-Right). Mean infiltration rate would fall to 0.78 m/day when the water level is between 0.155 m and 0.120 m above ground.

## 4. FINAL REMARKS AND CONCLUSIONS

The test aimed the determination of the basin's infiltration capacity. Different stages of the test allowed different estimates as summarised in Table 2. The infiltration rate varies with water height in the infiltration basin. When the basin is full and the water level is more than 0.16 m above the ground surface the infiltration rate can rise to values from 1.19 m/day to 3.6 m/day. For lower water height values, the infiltration rate may be as low as 0.64 m/day and these values may become lower with decreasing water height. These values are in accordance with those determined during the GABARDINE project.

Tab. 2 – Infiltration rate as determined using different stages of the infiltration test in the GABARDINE basin

| Period of the test | Methodology | Infiltration rate |
|---|---|---|
| Increasing surface storage above infiltration basin | difference between water input and the variation of surface storage above the ground | 1.19 m/day |
| Keeping surface storage above infiltration basin | control outflow discharge to the river so that the water level above ground surface of the infiltration basin could be kept at an approximated value of +20 cm | 1.03 m/day |
| No input water | slope of level drawdown vs. time linear fit | 0.64 m/day |
| | relation between long term level decrease and time | 0.78 m/day |

Concerning clogging the increasing rate of water level variation recorded near the end period of the filling stage may be an indication of a clogged stratum inside the infiltration basin. This stratum is located between 33 cm and 9 cm below ground. However, when looking to the infiltration rates data the results were very close, hinting that the clogging in the basin can easily be removed with a mechanical flattening operation.

## ACKNOWLEDGMENTS

The research leading to these results has received funding from the European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no 619120 (Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought – MARSOL). We thank Agência Portuguesa do Ambiente (APA-ARH Algarve) for their support.

## BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

Almeida C, Mendonça JL, Jesus MR, Gomes AJ (2000) – Sistemas Aquíferos de Portugal Continental, Relatório. INAG, Instituto da Água. Lisboa. Doc. Electr. CD-ROM.

Dimitriadis K, Styllas M, Lobo Ferreira JP, Diamantino C, Leitão T, Henriques MJ, Oliveira M, Mota R, Soupilas T, Maheras P, Anagnostopoulou C, Tolika K, Vafiadis M, Machairas C, Sanchez-Vila X, Barbieri M, Bensabat J, Hadad A, Rabi A, Tamimi AR (2007) GABARDINE - Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: advanced integrated technologies and management, Deliverable 54 Results of the field investigations. First Version, 53 pp.

Leitão TE, Lobo Ferreira JP, Carvalho TM, Monteiro JP, Oliveira MM, Agostinho R, Costa LRD, Henriques MJ, Martins T, Martins de Carvalho J (2015a) Demonstrating managed aquifer recharge as a solution to water scarcity and drought: Description of MARSOL project demo sites in Portugal. 10.º Seminário sobre Águas Subterrâneas, Évora, 4 pp.

Leitão TE, Lobo Ferreira JP, Oliveira MM, Martins T, Henriques MJ, Carvalho TM, Martins de Carvalho J, Agostinho R, Monteiro JP, Costa LRD (2015b) Deliverable 4.2 South Portugal MARSOL Demonstration Sites Characterisation. EU MARSOL Projet - Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, 78 pp.

Lobo Ferreira LF, Diamantino C, Moinante MJ, Oliveira MM, Leitão T, Henriques MJ, Medeiros A, Dimitriadis K, Styllas M, Soupilas T, Maheras P, Anagnostopoulou C, Tolika K, Vafiadis M, Machairas C, Sanchez-Vila X, Barbieri M, Bensabat J, Hadad A, Rabi A, Tamimi A (2006) GABARDINE - Groundwater artificial recharge based on alternative sources of water: Advanced integrated technologies and management. Deliverable D51 – Test sites and their characteristics, 181 pp.

Oliveira MM, Costa LRD, Monteiro JP, Lobo Ferreira JP, Leitão TE (2015) Deliverable 4.1 Water sources and availability at the South Portugal MARSOL demonstration sites. EU MARSOL Projet - Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, 50 pp.

Roseiro CMSD (2009) Recarga Artificial de Aquíferos - Aplicação ao sistema aquífero da Campina de Faro. Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia), Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Departamento de Geologia, 326 pp.

# CONTAMINAÇÃO DE SOLOS E ÁGUAS POR P-NAC - O CASO DE ESTUDO DA ANTIGA SOCIEDADE PORTUGUESA DE EXPLOSIVOS

**Judite FERNANDES[1], Helena AMARAL[1], Mohamed KHALIL[3], Elsa RAMALHO[1], Claudia GONÇALVES[4], Cláudia GAMA[2], M. João BATISTA[1], Manuela ABREU[5], Paula SÁ PEREIRA[6], Costa ALMEIDA[1], Amélia DILL[4], Fernando SANTOS[3], Teresa CONDESSO de MELO[7]**

*[1.] LNEG, Laboratório Nacional de Energia e Geologia, I.P., Alfragide, judite.fernandes@lneg.pt, hi.lenamaral@gmail.com, elsa.ramalho@lneg.pt, mjoao.batista@lneg.pt, calmeida96@gmail.com; [2.] APA, Agência Portuguesa do Ambiente, Alfragide, claudia.gama@apambiente.pt; [3.] IDL, Instituto Dom Luiz, Universidade de Lisboa, Lisboa, khalil250@hotmail.com, fasantos@fc.ul.pt; [4.] Universidade do Algarve, Faro, claudia.sofia.murta.goncalves@gmail.com, adill@ualg.pt; [5.] LEAF, Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food Research Centre, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, manuelaabreu@isa.utl.pt; [6.] INIAV, Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I.P.,Lisboa, paula.sapereira@iniav.pt; 7. IST, Instituto Superior Técnico, Lisboa, teresa.melo@ist.utl.pt*

## RESUMO

Aplicaram-se métodos geofísicos para avaliação da extensão e profundidade da contaminação de solos e águas por compostos poli-nitroaromáticos (P-NAC) e para confirmação do modelo hidrogeológico local. Validou-se a prospecção geofísica com a execução e amostragem de duas sondagens. O transporte de P-NAC nos solos - zona vadosa - matriz do aquífero freático é condicionado por propriedades físicas como a porosidade e a permeabilidade das formações do Plioquaternário no Seixal enquanto outros processos químicos são secundários. Identificou-se actividade bioquímica, relacionada com a degradação de P-NAC, na água subterrânea de um furo que capta até à profundidade de 70 m.

**Palavras-Chave:** contaminação; solos; água subterrânea; compostos poli-nitroaromáticos; Seixal.

## 1. INTRODUÇÃO

O modelo de funcionamento industrial do século passado, no tempo em que o conhecimento e a consciência ambiental davam os seus primeiros passos, deixou-nos uma pesada herança de contaminação de solos e águas. Na região da grande Lisboa, constituem exemplos paradigmáticos a antiga CUF no Barreiro, a Siderurgia Nacional e a Sociedade Portuguesa de Explosivos Lda. (SPEL), ambas no Seixal.

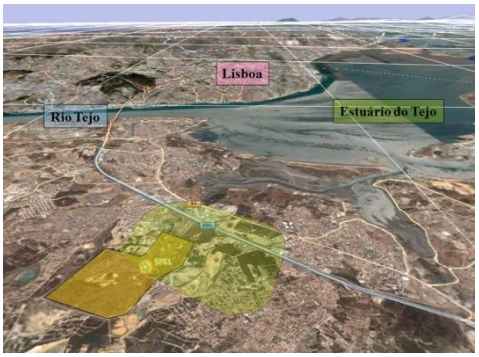



Fig. 1. Localização da SPEL.

Focando o caso da SPEL (Fig.1), os efluentes desta indústria produtora de trinitrotolueno (TNT) e dinitrotolueno (DNT), lançados para bacias escavadas em areias e sem qualquer tipo de impermeabilização, resultaram na infiltração e dispersão de contaminantes orgânicos (compostos poli-nitroaromáticos – P-NAC), de grandes volumes de ácidos sulfúrico e nítrico e de metais pesados, nos solos e nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda, sistema que garante a totalidade do abastecimento dos concelhos da margem sul do Tejo. Desde 1997, diversos trabalhos de investigação têm sido efectuados com a finalidade de proceder à identificação, quantificação e tipo de transporte dos contaminantes nos solos, na zona vadosa e nos aquíferos superficial e profundo.

## 2. ENQUADRAMENTO

A SPEL insere-se numa superfície aplanada de baixa altitude e desníveis fracos, ligeiramente inclinada para N, na direcção do estuário do rio Tejo, cujos solos são classificados na folha 34-D da Carta de Solos de Portugal à escala 1/50000 como Litólicos não húmicos de outros arenitos. Com efeito, a formação geológica sobre a qual se desenvolveram os solos é o Conglomerado de Belverde datado do Quaternário, de fraca espessura e composta por níveis de seixos separados por níveis arenosos.

As linhas de água são subparalelas, com orientação NNE-SSW e com o escoamento a processar-se de S para N, em regime intermitente, desaguando no esteiro de Corroios. Destaca-se a Vala de Santa Marta, que atravessa a SPEL. No entalhe das linhas de água aflora a Formação de Santa Marta do Pliocénico, constituída por areias e arenitos mais ou menos argilosos, amarelos e esbranquiçados, com mais de 80 m de espessura. Em profundidade esta formação dá lugar

a arenitos carbonatados e calcários gresosos, conhecidos como o Miocénico marinho. As captações para abastecimento público captam nestas formações e nos níveis semiconfinados a confinados da base do Pliocénico.

Neste local bem como na península de Setúbal, o sistema é multiaquífero, complexo, constituído por aquíferos porosos, multicamada, em geral confinados e semiconfinados para a profundidade e livre nas formações aflorantes. A tendência regional do fluxo subterrâneo no aquífero livre é para NNE, no sentido do rio Tejo. O potencial hidráulico do aquífero livre é superior ao do aquífero confinado, pelo que a drenância (fluxo entre aquíferos) faz-se do superior para o inferior (Fernandes et al., 1999).

Nas zonas contaminadas as águas apresentam pH ácido, condutividade eléctrica elevada, valores anómalos de $SO_4$, $NO_3$, Al, K, Mn, Fe, Hg (Almeida et al., 2002) e presença de P-NAC (TNT, DNT, NT-nitrotolueno), (Fig.2, Amaral et al., 2009). O método de datação trítio-hélio mostra tempos de residência de 23 a 25 anos para as águas do aquífero superior enquanto no aquífero inferior não foram detectados trítio nem sub-produtos de decaimento, indicando que a recarga deste ocorreu antes dos testes termo-nucleares atmosféricos na década de 1950-1960 (Amaral et al., 2009).

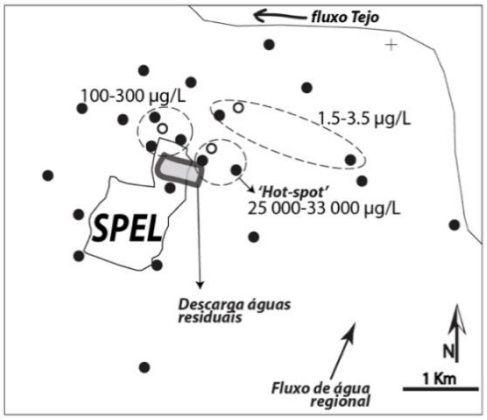



Fig. 2. Concentrações de TNT, DNT e NT (pontos brancos: aquífero superior, pontos negros: aquífero inferior), Amaral et al. (2009).

## 3. METODOLOGIA

A metodologia adoptada envolveu a aplicação de métodos indirectos de prospecção geofísica, nomeadamente eléctricos (dispositivo dipolo-dipolo) e electromagnéticos no domínio tempo (TDEM) e no domínio frequência (FDEM), que permitiram caracterizar de forma expedita a área da SPEL e zona envolvente e delimitar tridimensionalmente os locais mais contaminados. Efectuaram-se 15 perfis de prospecção eléctrica, utilizando o equipamento Syscal-Pro. Os dados foram processados com o *software* RES2D-Inv que permite a inversão e a modelação 2D de alta resolução. A profundidade de investigação variou de 12 m a 43 m. Foram medidas 41 estações utilizando o equipamento TEM-Fast48 com uma profundidade de investigação superior a 100 m. Com o equipamento FDEM Geonics EM34 efectuaram-se, em 178 estações, medidas com seis geometrias diferentes que correspondem a profundidades de investigação teóricas de 7,5 m, 15 m, 30 m e 60 m.

Para calibrar e validar estes resultados, realizaram-se duas sondagens (9 m de profundidade cada) num dos locais potencialmente mais contaminados, ou seja numa das antigas lagoas de despejo de efluentes (Fig. 3). Optou-se por um trado mecânico, uma vez que as areias são muito pouco coerentes o que poderia exigir lamas bentoniticas para suster a sondagem. Efectuaram-se colheitas metro a metro de amostras de solo, da zona vadosa e da matriz do aquífero livre até ser atingido o nível freático. As análises laboratoriais incluíram a granulometria e a mineralogia da fracção argilosa do solo e formações subjacentes, porosidade, pH, matéria orgânica, a quantificação de P-NAC, nomeadamente TNT, DNT e NT, outros compostos orgânicos semi-voláteis e voláteis, microbiologia e resistividade eléctrica em amostra. A determinação de compostos poli-nitroaromáticos (P-NAC) implicou a implementação do método analítico para solos e águas, desenvolvido no Laboratório de Referência do Ambiente na Agência Portuguesa do Ambiente (APA) e apresentado em Gonçalves (2011). Foram aplicadas técnicas de metagenómica para identificação do microbismo em águas captadas até 70 m de profundidade.

Fig. 3. Localização do Perfil P13 e das sondagens Sd1 e Sd2 numa antiga lagoa de despejo de efluentes.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da prospecção geofísica são apresentados e discutidos em Ramalho et al. (2015).

No presente resumo salientam-se algumas particularidades dos perfis de tomografia de resistividade eléctrica (Fig. 4 e 5). Uma vez que os solos se desenvolvem a partir das areias do Plioquaternário, superficialmente limpas e com pouca argila, foi possível obter um forte contraste de resistividades entre as areias não contaminadas com resistividades tendencialmente elevadas> 1200 Ω·m e as areias contaminadas com resistividades bastante mais baixas (200 a 850 Ω·m). Foi possível confirmar o modelo hidrogeológico local através da detecção do nível freático e das formações saturadas, com resistividades < 100 Ω·m. Salienta-se a particularidade de o perfil P10 ter sido realizado após dias intensos de precipitação, inclusivé durante a aquisição dos dados, pelo que é clara a saturação dos solos e a infiltração a partir da superfície. Outra particularidade está reflectida no perfil P5 que, ao iniciar-se junto a uma linha de água, mostra que esta é influente com uma ligação clara ao nível de freático do aquífero livre.

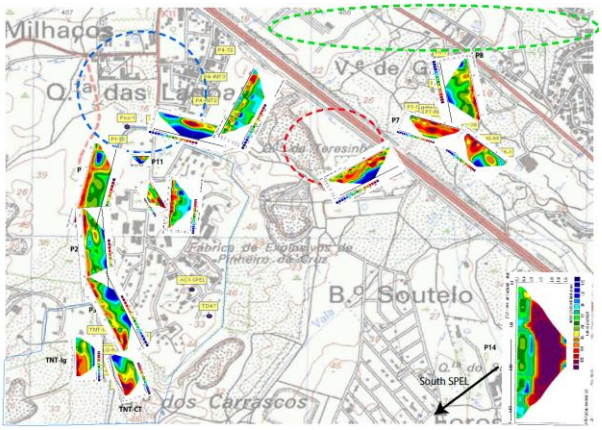



Fig. 4. Localização dos perfis de tomografia de resistividade eléctrica sobre o extracto da carta topográfica 442 à escala 1/25000 do IGeoE.

O perfil P13 (Fig.6, ver localização na Fig. 3) foi realizado numa antiga lagoa de deposição de águas residuais da fábrica, a jusante de tanques de decantação de P-NAC (tubo de despejo junto a Sd2). Projectaram-se as sondagens Sd1 e Sd2 com o objectivo de atravessar zonas de alta (Sd1) e baixa resistividade eléctrica (Sd2) que corresponderam, respectivamente a menores e maiores concentrações de P-NAC (Fig.7).

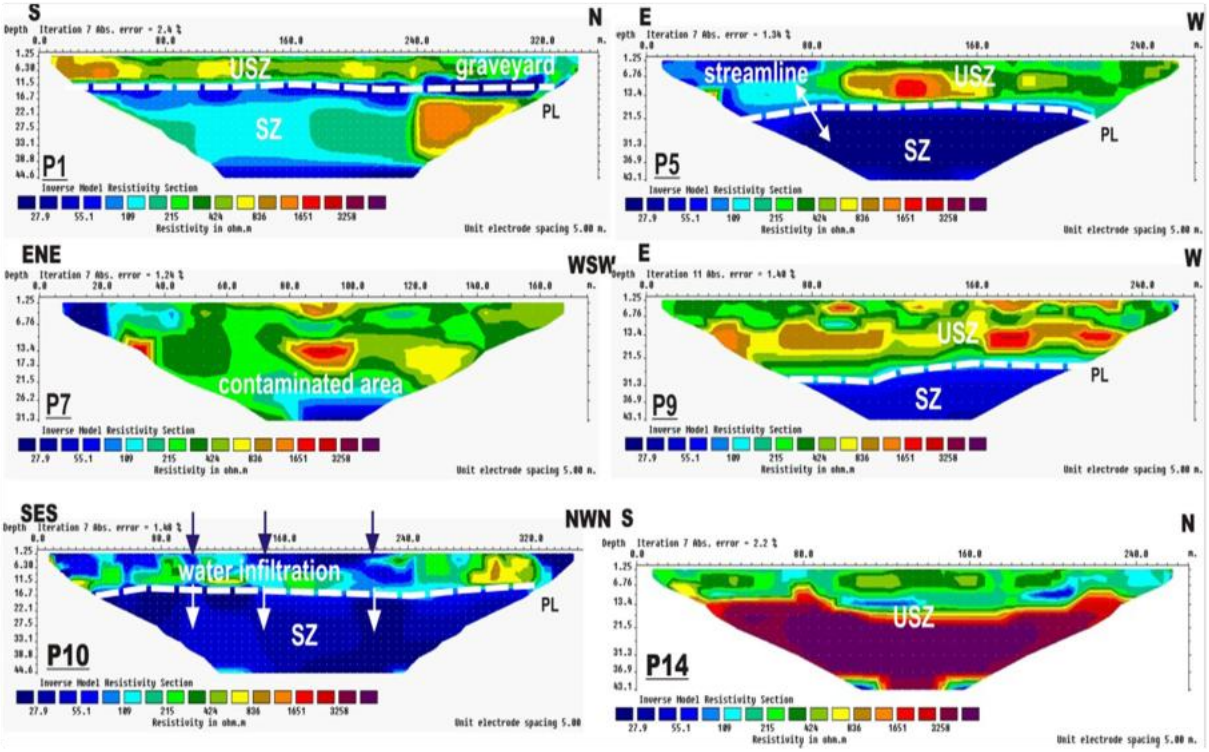



Fig. 5. Perfis de tomografia de resistividade eléctrica com igual escala, Ramalho et al. (2015). Nível freático (PL) linha branca tracejada; USZ – Zona não saturada; SZ - Zona saturada.

A distribuição vertical dos P-NAC no solo e na zona vadosa está fortemente condicionada pela granulometria, com retenção nos níveis de material mais fino, mais poroso, e menor concentração nos níveis de material mais grosseiro, mais permeável (Fig.7). Há uma correlação directa entre as curvas de distribuição vertical dos P-NAC e do valor do pH (> concentração/> acidez) e, inversa, com a resistividade eléctrica medida nas mesmas

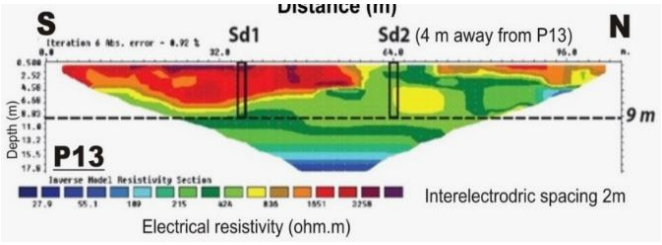



Fig. 6. Perfil de tomografia de resistividade eléctrica P13.

amostras. Os processos de adsorção serão secundários com a matéria orgânica <1 g/kg e os minerais argilosos pouco reactivos, como a caulinite e a ilite, total <10 %, que apresentam baixa capacidade de troca catiónica < 2,5 $cmol_c/kg$ e baixo grau de saturação em catiões do complexo de troca. Os P-NAC são rapidamente lixiviados na zona vadosa para o aquífero freático e, por drenância vertical, atingem o aquífero subjacente das formações carbonatadas do Miocénico, com concentrações que chegam aos 33 mg/L.

A aplicação de técnicas de metagenómica a uma água subterrânea muito contaminada, captada num furo com 70 m de profundidade, permitiu identificar os seguintes microrganismos: *Burkholderia sp.*, *Acidocella aluminiidurans* e *Shigella flexneri*, assim como genes que codificam enzimas putativas como a *dioxigenase* e a *choline monooxygenase*, enzimas que se relacionam com as vias biosintéticas de degradação do TNT e tolerância a factores de *stress* abiótico (Sá Pereira *in* LNEG (2013) b). A bactéria *Acidocella aluminiidurans* é extremófila, tolerante ao alumínio e desenvolve-se em meios muito ácidos. Este consórcio microbiano na água subterrânea, embora não esteja quantificada a sua actividade, indicia um forte potencial de atenuação natural.

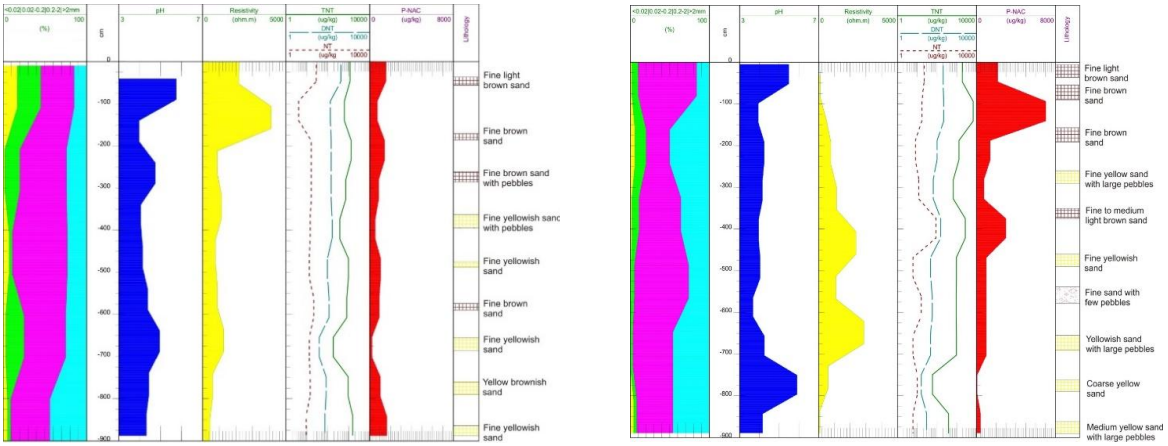



Fig. 7. Variação em profundidade (até 9 m) de parâmetros laboratoriais das sondagens SD1 (esquerda) e SD2 (direita): Granulometria (% cumulativa para as classes <0,02, 0,02–0,2, 0,2–2, >2 mm; pH; resistividade eléctrica em Ω·m·; TNT, DNT e NT em µg/kg e P-NAC em µg/kg; classificação das amostras de mão e respectiva profundidade. Fonte: Resultados analíticos expressos nos relatórios LNEG (2013) a e b, concentração de P-NAC de Gonçalves (2011) e figuras de Ramalho et al. (2015).

## 5. CONCLUSÕES

A combinação de métodos indirectos de prospecção geofísica e de métodos directos como as sondagens e análises laboratoriais foi eficaz na avaliação da contaminação de solos-zona vadosa-matriz do aquífero e na compreensão dos processos que condicionam o transporte dos P-NAC nas areias plioquaternárias do Seixal.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à equipa de sondadores do LNEG a disponibilidade para executar as sondagens, o contínuo apoio da APA – ARH Tejo e Oeste e à FCT por financiar o projecto CRUDE (PTDC/CTE-GEX/72959/2006).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida CC, Costa MC., Dill AC, Fernandes J, Francès A, Midões C, Muller I, Nunes F, Nuzzo,M, Reis MP (2002) Reabilitação de Aquíferos Contaminados pela Indústria - Resultados Preliminares no Caso de Estudo do Seixal. Proceedings do 6º Congresso da Agua, APRH, Porto.

Amaral HIF, Fernandes J, Berg M, Schwarzenbach RP, Kipfer R (2009) Assessing TNT and DNT groundwater contamination by compound-specific isotope analysis and 3H–3He groundwater dating: a case study in Portugal. Chemosphere 77:805 – 812.

Fernandes J, Almeida CC, Mimoso P (1999) Modelos de Transporte: um exemplo de aplicação. Seminário sobre Águas Subterrâneas, APRH, Lisboa 14p.

Gonçalves CSM (2011) Implementação do método analítico para a determinação de compostos poli-nitroaromáticos (explosivos) em solos e águas - aplicação a um caso de estudo do Seixal. Tese de Mestrado, Universidade do Algarve, Faculdade de Ciências e Tecnologia,71p.

LNEG (2013) (a). Application of environmental hydrogeophysics to assess soil and groundwater contamination (Task 3). Relatório científico do projecto Crude (PTDC/CTE-GEX/72959/2006), FCT, 22p.

LNEG (2013) (b). Characterization in situ of soil and groundwater geochemical evolution (Task 4). Relatório científico do projecto Crude (PTDC/CTE-GEX/72959/2006), FCT, 25p.

Ramalho E, Khalil M, Fernandes J, Amaral H & Santos (2015) Geophysical assessment of contamination due to explosives in an abandoned facility towards its hydrogeological characterization. Environmental Earth Sciences ISSN 1866-6280. Environ Earth Sci DOI 10.1007/s12665-015-4070-y. Springer.

# CONTEXTO HIDROLÓGICO/HIDROGEOLÓGICO DA OCORRÊNCIA DE CHARCOS TEMPORÁRIOS MEDITERRÂNICOS NA COSTA SUDOESTE DE PORTUGAL

**Núria SALVADOR[1], José Paulo MONTEIRO[2], Luís Miguel NUNES[3]**

*Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal,*
*1 nmsalvador@ualg.pt, 2 jpmontei@ualg.pt, 3 lnunes@ualg.pt*

**RESUMO**

O Projecto LIFE Charcos visa melhorar o estado de conservação dos Charcos Temporários Mediterrânicos (Habitat prioritário 3170*) que se encontram actualmente em regressão no Sudoeste de Portugal. Pretende-se estudar e compreender a influência das águas subterrâneas no balanço hídrico destes charcos, e a sua consequente influência no controlo da diversificação e manutenção das comunidades faunística e florística destes habitats de dimensões locais.

**Palavras-Chave:** Charcos temporários mediterrânicos; ecossistemas dependentes de águas subterrâneas.

## 1. INTRODUÇÃO

Os charcos temporários mediterrânicos (CTMs) são considerados um habitat prioritário (3170*) pelo Anexo I da Directiva Habitats (92/43/CEE). Em Portugal, apesar deste estatuto de protecção, este habitat continua a desaparecer a um ritmo elevado (Cancela da Fonseca et al., 2008). O Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Costa Sudoeste representa o território onde ocorre um maior número de CTMs, actualmente localizados essencialmente em núcleos dos concelhos de Odemira e de Vila do Bispo (LIFE Charcos, 2015). No concelho de Odemira estima-se que em cerca de 10 anos ocorreu uma perda de charcos na ordem dos 52% (Canha & Pinto-Cruz, 2010). O seu desaparecimento está muitas vezes associado a alterações no regime hidrológico natural, quer por drenagem dos solos, afundamento dos charcos para armazenamento permanente, irrigação de culturas ou colmatação e nivelamento dos terrenos (Canha & Pinto-Cruz, 2010).

Os CTMs formam-se em depressões pouco profundas de territórios de fisiografia plana (charcos endorreicos), em solos siliciosos ou argilosos e oligotróficos ou em depósitos fluviais onde predominam arenitos e conglomerados numa matriz argilosa (ICNB, 2008). Estes charcos são sazonalmente inundados por uma pequena altura de água doce, passando obrigatoriamente por uma fase seca.

Esta sazonalidade da disponibilidade hídrica condiciona e determina a composição e zonação das biocenoses de cada charco. As espécies de fauna e flora que colonizam os CTMs estão adaptadas a esta sazonalidade hídrica, e muitas são consideradas raras e ameaçadas. Estudos recentes (Korn et al., 2010) contribuíram para a descoberta de uma nova espécie para a ciência, o *Triops vicentinus* Korn, Machado, Cristo e Cancela da Fonseca, 2010, cuja presença está sensivelmente confinada ao extremo Sudoeste de Portugal e associada em exclusivo a habitats como os CTMs.

Vários estudos apontam para a importância da influência da evolução e extensão do hidroperíodo (período de inundação), que é variável de ano para ano, no que diz respeito ao início e duração, em função das condições climatéricas, no controlo da diversificação e manutenção das comunidades faunística e florística destes habitats (Canha & Pinto-Cruz, 2010; Caramujo & Boavida, 2010; Cancela da Fonseca et al., 2008; Ruiz, 2008; Grillas et al., 2004; Beja & Alcazar, 2003). Verifica-se que as propriedades hidrogeológicas locais condicionam as condições de alimentação dos charcos e o seu hidroperíodo (Rodíguez-Rodríguez et al., 2011; Alcalá & Custódio, 2008). Em Portugal, o cruzamento dos dados relativos à distribuição geográfica dos charcos temporários mediterrânicos com os contextos hidrogeológicos onde ocorrem demonstrou que estes são geralmente dependentes de águas subterrâneas, uma vez que o seu hidroperíodo é superior ao que corresponderia à simples acumulação de água da chuva em depressões de terrenos pouco permeáveis (Salvador et al., 2011). No entanto, os processos hidrogeológicos que suportam a presença deste tipo de habitat não são ainda totalmente compreendidos.

No âmbito do Projecto LIFE Charcos, pretende estudar-se as variáveis hidrológicas, hidrogeológicas e hidrogeoquímicas que suportam a biodiversidade dos CTMs, de forma a identificar denominadores comuns que controlem a composição e distribuição das comunidades faunística e florística. A análise destas variáveis de estado está a ser efectuada em casos de estudo seleccionados de acordo com os seus contextos biológicos e

hidrogeológicos, de forma a identificar "charcos tipo" a partir dos quais o conhecimento adquirido permita caracterizar "modelos conceptuais tipo", que permitam inferir as relações entre as variáveis hidrológicas e hidrogeológicas e a distribuição da biodiversidade dos CTMs.

## 2. ENQUADRAMENTO HIDROGEOLÓGICO

A análise dos contextos hidrogeológicos da ocorrência dos charcos temporários revelou que estes não tendem a localizar-se sobre a área dos sistemas aquíferos mais relevantes das orlas pós paleozóicas do país, mas sim na área dos aquíferos indiferenciados, normalmente em depósitos sedimentares de cobertura de rochas cristalinas que constituem aquíferos detríticos ainda muito pouco estudados. O estudo das áreas de ocorrência e contexto hidrogeológico regional dos charcos temporários mediterrânicos, bem como de outros ecossistemas dependentes de água subterrânea é apresentado em Salvador et al. (2011) e Monteiro et al. (2011). Os charcos temporários mediterrânicos (CTMs) que ocorrem na área de intervenção do presente projecto, a área do Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Costa Sudoeste, localizam-se em depósitos sedimentares recentes (sedimentos plio-plistocénicos) a altitudes superiores a 100 metros, assentes sobre xistos e grauvaques de idade carbónica. Nestes casos, como as rochas cristalinas subjacentes são menos permeáveis do que os sedimentos de cobertura, a maior parte da água infiltrada nas formações detríticas não se consegue infiltrar mais profundamente, proporcionando a subida do nível freático, quer em depressões topográficas criando os charcos temporários, quer em cabeceiras de linhas de água que irradiam à volta das manchas dos sedimentos recentes do plio-quaternário (LIFE Charcos, 2015).

## 3. BALANÇO HIDROLÓGICO E PROPRIEDADES HIDROQUÍMICAS

No âmbito do projecto LIFE Charcos, com o objectico de compreender a influência das águas subterrâneas no balanço hídrico dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTMs) da área de intervenção do projecto, foram seleccionados quatro CTMs, no centro dos quais foram instaladas sondas de medição automática (CTD) que registam continuamente a variação dos níveis de enchimento dos charcos. Foram ainda instaladas sondas CTD em piezómetros mais profundos nas imediações destes charcos que permitem o registo contínuo das variações dos níveis das águas subterrâneas.

Durante os primeiros meses de desenvolvimento do projecto (ano hidrológico 2013/2014) efectuou-se uma análise preliminar do enchimento de um dos charcos que constituem os casos de estudo, situado nas imediações de Vila Nova de Milfontes, um pouco a Norte desta localidade. Os dados disponíveis sugerem que os primeiros enchimentos se devem à acumulação de água da chuva, sendo por consequência efémeros, uma vez que a água acaba por infiltrar-se e evaporar. Só a partir do momento que o nível das águas subterrâneas atinge e ultrapassa a cota da base do charco é que este passa a ter água em períodos mais prolongados.

Na Fig. 1 podem comparar-se os registos dos níveis de enchimento no charco e num piezómetro a poucos metros de distância. Os registos, iniciados em final de Dezembro de 2013, apresentam-se até final de Setembro de 2014. Verifica-se que, desde meados de Janeiro de 2014 a meados de Maio de 2014 ocorreram diversas subidas do nível de enchimento do charco, devido às precipitações ocorridas nesse período. No entanto, os níveis de armazenamento de água no charco, na primeira subida que ocorreu a meados de Janeiro, rapidamente decresceram, pois ainda não existia contribuição das águas subterrâneas para estabilizar os níveis no interior do charco. No final de Janeiro o charco praticamente secou. A partir de Fevereiro, os níveis começam a ser mais estáveis pois verifica-se que o nível das águas subterrâneas começa, claramente a ser responsável pela manutenção do armazenamento do charco em estudo. A meados de Maio o charco seca e apesar de ainda se verificar nova subida do enchimento, uma vez que os níveis freáticos voltam a ser inferiores à cota topográfica do charco, a água acumulada acaba por infiltra-se e evaporar.

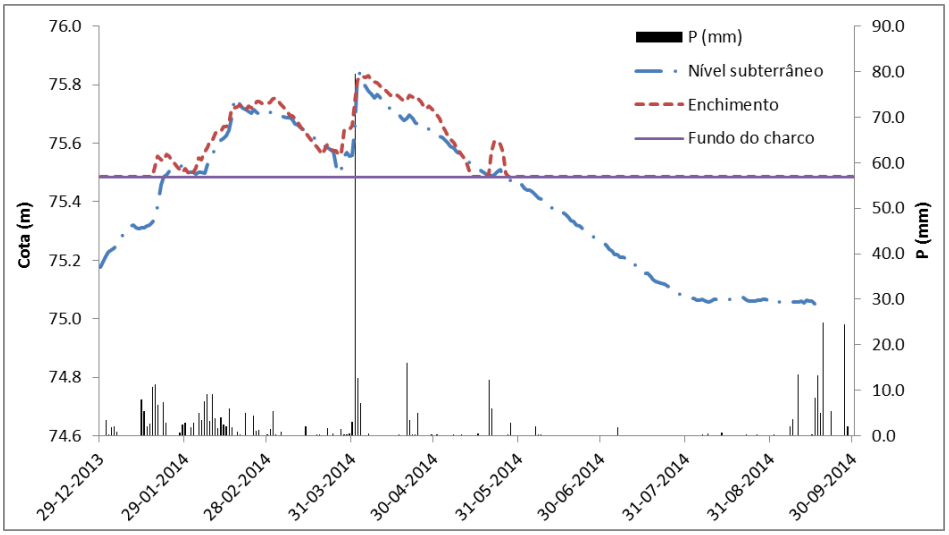
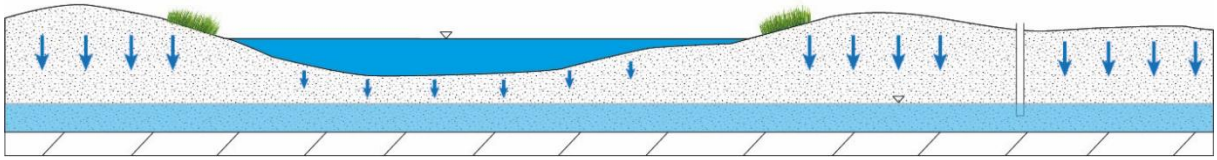



Fig. 1. Comparação entre os níveis de enchimento de um CTM e os níveis subterrâneos na sua imediação

Na Fig. 2 procura ilustrar-se o funcionamento hidrogeológico descrito anteriormente. Numa primeira fase, durante os primeiros episódios de precipitação do ano hidrológico, a água das chuvas acumula-se temporariamente numa depressão. A ocorrência destes enchimentos em anos sucessivos leva à acumulação de sedimentos finos, cuja presença leva a que a infiltração de água seja menos eficaz nestas depressões do que nos sedimentos circundantes, mais arenosos. Esta água acaba por infiltrar-se e evaporar, o que explica que estes primeiros enchimentos sejam efémeros. Sendo apenas a partir do momento em que o nível freático atinge e ultrapassa a cota topográfica da base do charco, que o armazenamento de água passa a ser mais prolongado, terminando aquando os níveis freáticos começam a diminuir e voltam a ser inferiores à cota de maior profundidade dos charcos.

1ª fase de enchimento



2ª fase de enchimento

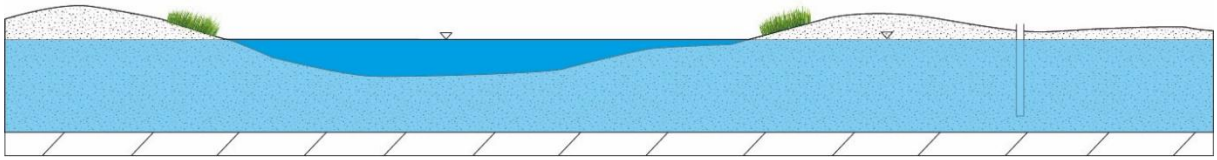


Fig. 2. Modelo conceptual do contexto hidrogeológico de alguns dos CTMs da área do projecto

A análise do contexto hidrológico destes charcos mostra que, de acordo com as suas características individuais, estes são ecossistemas com graus de dependência variável das águas subterrâneas às quais se encontram hidraulicamente conectados. No sentido de aprofundar o conhecimento deste grau de dependência existe igualmente em curso um controlo hidroquímico (qualitativo) das águas superficiais de cada charco e das águas subterrâneas da zona envolvente. A partir destes dados está em curso a caracterização e comparação das fácies hidroquímicas das águas dos charcos e das águas subterrâneas. Foram ainda instalados colectores de chuva perto destes charcos que permitem recolher amostras, para análise de cloretos e posterior cálculo de recarga bem como quantificar a precipitação que ocorre na área. Para determinar o balanço hídrico dos charcos em estudo foi ainda levantada a sua topografia com recurso a um GPS diferencial. Ao comparar os níveis de enchimento dos charcos com os níveis subterrâneos, com a hidroquímica das águas dos charcos, subterrâneas e das chuvas, espera-se contribuir para a caracterização do seu grau de dependência das águas subterrâneas.

## 4. COMENTÁRIOS FINAIS

A análise do contexto hidrológico/hidrogeológico da ocorrência dos Charcos Temporários Mediterrânicos (CTMs) da costa Sudoeste de Portugal encontra-se em desenvolvimento no âmbito do Projecto LIFE Charcos. Este projecto visa melhorar o estado de conservação dos CTMs do Sítio de Interesse Comunitário (SIC) da Costa Sudoeste e pretende contribuir para o avanço do estado actual do conhecimento sobre os Charcos Temporários Mediterrânicos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Projecto LIFE+ "Conservação de Charcos Temporários na Costa Sudoeste de Portugal - LIFE Charcos" (LIFE12 NAT/PT/000997), financiado pelo Programa LIFE-Natureza da Comissão Europeia.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Rodríguez-Rodríguez M, Benavente J, Alcalá FJ, Paracuellos M (2011). Long-term water monitoring in two Mediterranean lagoons as an indicator of land-use changes and intense precipitation events (Adra, Southeastern Spain). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 91(3), 400-410. doi:10.1016/j.ecss.2010.11.003

Alcalá FJ & Custodio E (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. Journal of Hydrology. 359(1-2), 189-207. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.06.028

Canha P & Pinto-Cruz C (2010) Plano de Gestão de Charcos Temporários Mediterrânicos no Concelho de Odemira. Edição de Autor. ISBN 978-972-778-111-9, Évora

Grillas P, Gauthier P, Yavercovski N, Perennou C (2004) Les mares temporaires méditerranéennes. Volume 1 – Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion. Station biologique de la Tour du Valat.

Ruiz E (2008) Management of Natura 2000 habitats. 3170 *Mediterranean temporary ponds. European Commission.

Beja P & Alcazar R (2003) Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. Biological Conservation 114, 317–326.

Caramujo MJ & Boavida M. (2010) Biological diversity of copepods and cladocerans in Mediterranean temporary ponds under periods of contrasting rainfall. Journal of Limnology 69, 1-12. DOI 10.3274/JL10-69-1-06.

Cancela da Fonseca L, Cristo M, Machado M, Sala J, Reis J, Alcazar R, Beja P (2008) Mediterranean Temporary Ponds in South Portugal: key faunal groups as management tools?. Pan-American Journal of Aquatic Sciences 3(3)

Monteiro JP, Alcobia S, Martins R, Chambel A, Duque J, Agra R, Bettencourt P, Sarmento P (2011) Contributo Para a Identificação de Ecossistemas Dependentes de Água Subterrâneas nas Bacias Hidrográficas do Sado e Mira e do Guadiana em Portugal. VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua (VII CIGPA) "Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA". FNCA, 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina. Doc. Electr. CD-Rom. 6pp

Korn M, Green AJ, Machado M, García-de-Lomas J, Cristo M, Cancela da Fonseca L, Frisch D, Pérez-Bote JL, Hundsdoerfer AK (2010) Phylogeny, molecular ecology and taxonomy of southern Iberian lineages of Triops mauritanicus (Crustacea: Notostraca). Organisms, Diversity & Evolution 10 (5), 409-440.

Salvador NS, Cancela da Fonseca L, Machado M, Monteiro JP (2011) Identificação de Lagoas Temporárias Mediterrânicas em Portugal. Uma contribuição para a caracterização dos Ecossistemas Dependentes de Águas Subterrâneas na Península Ibérica. VII Congresso Ibérico sobre Gestión e Planificación del Agua (VII CIGPA). FNCA. Talavera de la Reina. Doc. Electronico CD-Rom. 10pp.

## REFERÊNCIAS INTERNET

LIFE Charcos, Hidrogeologia. Disponível em: <http://lifecharcos.lpn.pt/pagina.php?id=3> Acesso em 17 de Fevereiro de 2015

# DIAGRAFIAS ELÉCTRICAS MULTIELETRÓDICAS PARA ESTIMATIVA DE PARÂMETROS HIDRÁULICOS DE AQUÍFEROS

**Elsa Cristina RAMALHO**

*Laboratório Nacional de Energia e Geologia, Estrada da Portela, Bairro do Zambujal, 2610-999 Amadora, elsa.ramalho@lneg.pt*

**RESUMO**

A presença de argilas constitui um obstáculo na estimativa de porosidades a partir de diagrafias de resistividade multielectródica com base na Lei de Archie. No entanto, nestas circunstâncias, é possível a utilização de métodos que permitem ultrapassar este problema e estimar uma aproximação dos valores da porosidade em troços de tubo-ralo que atravessam argila. Neste trabalho apresenta-se o modo como é feita esta aproximação, aplicando-se a um exemplo localizado no Sistema Aquífero da Campina de Faro que contempla as duas situações, discutindo os resultados e referindo as possibilidades que estes podem permitir na estimativa de parâmetros hidráulicos dos aquíferos.

**Palavras-Chave:** hidrogeologia; aquífero; diagrafias; porosidade.

## 1. INTRODUÇÃO

A estimativa de parâmetros hidráulicos dos aquíferos com o recurso à Lei de Archie baseia-se nos dados das resistividades eléctricas obtidos com várias profundidades de investigação com sondas de resistividade normal multielectródica (RN16" e RN64"). A Lei de Archie (Archie, 1942; Winsauer *et al.*, 1952), estabelecida experimentalmente para meios saturados, relaciona a resistividade eléctrica de uma rocha com a porosidade, a geometria da distribuição dos poros e a resistividade do electrólito que preenche os poros, através do Factor de Formação, F, segundo a equação:

$$F = \frac{R_t}{R_w} = \frac{R_{xo}}{R_{mf}} = \frac{a}{(\varphi)^m} \qquad [Eq.1]$$

onde $R_t$ é a resistividade eléctrica da rocha (ohm.m), $R_w$ é resistividade eléctrica da água de formação (ohm.m), $R_{xo}$ é a resistividade eléctrica da zona invadida (ohm.m), $R_{mf}$ resistividade do filtrado da lama (ohm.m), φ é a porosidade, *m* é o factor de cimentação (adimensional), que varia entre 1,3 e 2,2 e *a* é um factor que depende da litologia e varia entre 0,6 e 2. O factor *m* é bastante constante para dada rocha e independente do fluido. Caracteriza a distância percorrida pela corrente eléctrica e depende da forma dos poros e das interconexões entre eles. A [Eq. 1] apenas é válida no caso de formaçãoes sem argila e a sua aplicação é descrita em Ramalho et al. (2009). Nas condições de aplicabilidade da Lei de Archie, a porosidade pode ainda ser estimada utilizando a equação de Humble (Chappelier, 1992):

$$F = \frac{0{,}62}{\varphi^{2{,}15}} \qquad [Eq.2]$$

Contudo, na presença de argila, têm de ser introduzidos factores de correcção relacionados com o tipo de argila presente e com as suas características específicas, nomeadamente a Capacidade de Troca Catiónica ($Q_v$), o que dificulta a solução do problema. Para tal, têm sido utilizados vários modelos para a remoção desse efeito da argila, a maior parte empíricos, baseados na fracção argilosa ou na Qv, cuja descrição se encontra em Khalil et al. (2011) e Ramalho (2013). A metodologia mais utilizada, o modelo de Waxman e Smits (1968), baseia-se num conjunto de equações que têm como objectivo relacionar o chamado Factor de Formação Intrínseco ($F_i$) com o Factor de Formação Aparente (Fa), de acordo com a [Eq.3], utilizada de forma a relacionar os valores de obtidos com os vários espaçamentos de sondas de resistividade eléctrica, recorrendo aos vários parâmetros obtidos a partir deles, designadamente $R_{xo}$, $R_{mf}$ e $R_t$, de forma que

$$F_a = \frac{R_{xo}}{R_{mf}} = F_i - BQ_vR_t \qquad [Eq.3]$$

em que B representa a mobilidade média dos catiões próximo das superfícies dos grãos e descreve a facilidade com que os catiões se movem ao longo da superfície da argila e varia com a resistividade da água e $BQ_v$ reflecte o efeito de condução à superfície devido às partículas de argila. Quando não existem partículas de argila, $F_a$=$F_i$. Quando existem partículas de argila, $BQ_v$ será consideravelmente elevado e $F_a$ e $F_i$ serão consideravelmente diferentes. Esta é uma equação linear do 1º grau, que com informação de diagrafias, permite eliminar o efeito das argilas, sem conhecer o seu

Qv e restantes parâmetros para a estimativa de φ a partir de diagrafias eléctricas normais multielectródicas, em camadas com fracção argilosa elevada.

## 2. APLICAÇÃO DA METODOLOGIA

A situação descrita diz respeito a uma sondagem localizada na zona das Dunas Douradas-Almansil, no Sistema Aquífero da Campina de Faro, que é fundamentalmente constituído pelas Areias e Cascalheiras de Faro-Quarteira (areias feldspáticas e arenitos grosseiros, argilosos do Quaternário, passando a cascalheiras e conglomerados) com uma espessura máxima de 30 m (SNIRH, 2012). A definição da estrutura geológica da região e resultou de uma análise de descrições dos *logs* litológicos de sondagens e de piezómetros (Roseiro, 2009). Foram também incluídos nessa análise os resultados de algumas SEVs realizadas na área de estudo (Mota, 2006), que revelaram valores de resistividade eléctrica homogéneos em profundidade a variar entre 20 e 190 ohm.m, que é consistente com os valores obtidos a partir da diagrafia de RN64". A sondagem contém argila em algumas zonas de colocação de tubo-ralo, o que é visível na análise simultânea das diagrafias de Radiação Gama Natural e RN16" (Fig. 1), significando que esta sondagem apresentava troços de produtividade duvidosa. O conteúdo em argila não só se mantém em valores elevados ao longo de toda a sondagem, como também as zonas escolhidas para colocação de tubo-ralo apresentam valores de radiação gama natural relativamente elevados. Apenas na zona do tubo-ralo 2 o valor do registo de radiação gama natural se encontra mais baixo, com cerca de 36 cps. Presume-se ser esta a zona mais livre de argilas, e como tal, um dos locais mais adequados para a colocação de um tubo-ralo. A escolha para a colocação dos restantes não terá sido, por isso um processo fácil, tendo resultado numa escolha difícil a colocação dos tubos-ralos 3, 4 e 6. O tubo-ralo 1, para ser mais eficaz, teria que ser menor, de forma a não atravessar argilas, uma vez que na sua maior parte também atravessou uma zona argilosa. O tubo-ralo 6 foi, sem qualquer dúvida uma má escolha em termos de produtividade. Assim, seleccionaram-se os troços de tubo-ralo 1, 2 e 5 onde foi estimada a porosidade com o recurso à Lei de Archie, através das [Eqs.1], em que se estimou o valor de F e também a respectiva $R_w$. Recorrendo à tabela de Shon (1996) para os valores médios de *a* e *m*, é feita uma estimativa da porosidade total das formações permeáveis. Os resultados obtidos encontram-se na Tab. 1. Neste caso, as camadas permeáveis com tubos-ralos têm apenas ligeiras deflexões negativas relativamente a uma Linha Base das Argilas (LBA) com deriva acentuada. A abordagem para a estimativa da porosidade foi feita através (i) da aplicação direta da lei de Archie nos tubos-ralos localizados em zonas pouco argilosas e (ii) com a abordagem descrita em Khalil et al. (2011) zonas francamente argilosas.

Na sondagem da Fig. 1, $R_{mf}$ é inferior a $R_w$, o que implica que as correspondentes deflexões de SP sejam positivas. Admitiu-se que a temperatura da coluna de fluido apresentasse tendência para o equilíbrio com a temperatura das formações, aumentando ligeiramente em profundidade e consequentemente, com a diminuição da condutividade eléctrica da mesma. Segundo o gradiente geotérmico médio para a zona de 22 °C/km (Ramalho e Correia, 2006), considerou-se que a temperatura na sondagem aumentaria cerca de 2 °C a partir dos 100 m. Na estimativa da porosidade recorreu-se ao valor de $R_{mf}$ determinado a partir do conteúdo em $Cl^-$ da lama bentonítica. A partir deste, estimou-se igualmente o conteúdo em NaCl equivalente da mesma e a $R_w$ a partir de ábacos adequados (Ramalho, 2013). Partindo desse pressuposto, faz-se uma estimativa da $R_{mf}$, para 22 °C, considerando $Cl^-$ = 80mg/l e 132 mg/l NaCl equivalente, obtendo-se cerca de 37 ohm.m para a $R_{mf}$ mais superficial. De acordo com as relações das [Eqs. 1], uma estimativa para a $R_w$ nos vários troços com menor quantidade de argila oscila entre 42 e 64 ohm.m, que equivale a uma condutividade eléctrica da água ($\sigma_w$) entre os 155 e os 237 µS/cm (a 22 °C). Na estimativa da porosidade, para *a* e *m*, foram utilizados os valores de Shon (1996) atribuídos a rochas detríticas fracamente cimentadas, tais como areias, arenitos e alguns calcários, normalmente de idade Terciária e com porosidade a oscilar entre 25% a 45%.

Os únicos valores que se consideraram credíveis pela aplicação directa da lei de Archie foram os dos tubos-ralos 1, 2 e 5, este último com bastantes reservas, pelos motivos apontados atrás. Os valores estimados de condutividade eléctrica da água nativa nos 3 troços de tubo-ralo onde se considera aplicável a Lei de Archie revelaram valores compatíveis com os valores de mineralização total e TSD obtidos através da análise química laboratorial (Tab. 1). De uma forma geral, os valores de φ estimados, em especial nos restantes troços, têm valores demasiado elevados, devido ao facto anteriormente mencionado da existência comprovada de argilas através da análise da diagrafia de Radiação Gama Natural. A Tab. 1 mostra os parâmetros estimados pela Lei de Archie para as zonas permeáveis com tubo-ralo da sondagem da Fig. 1.

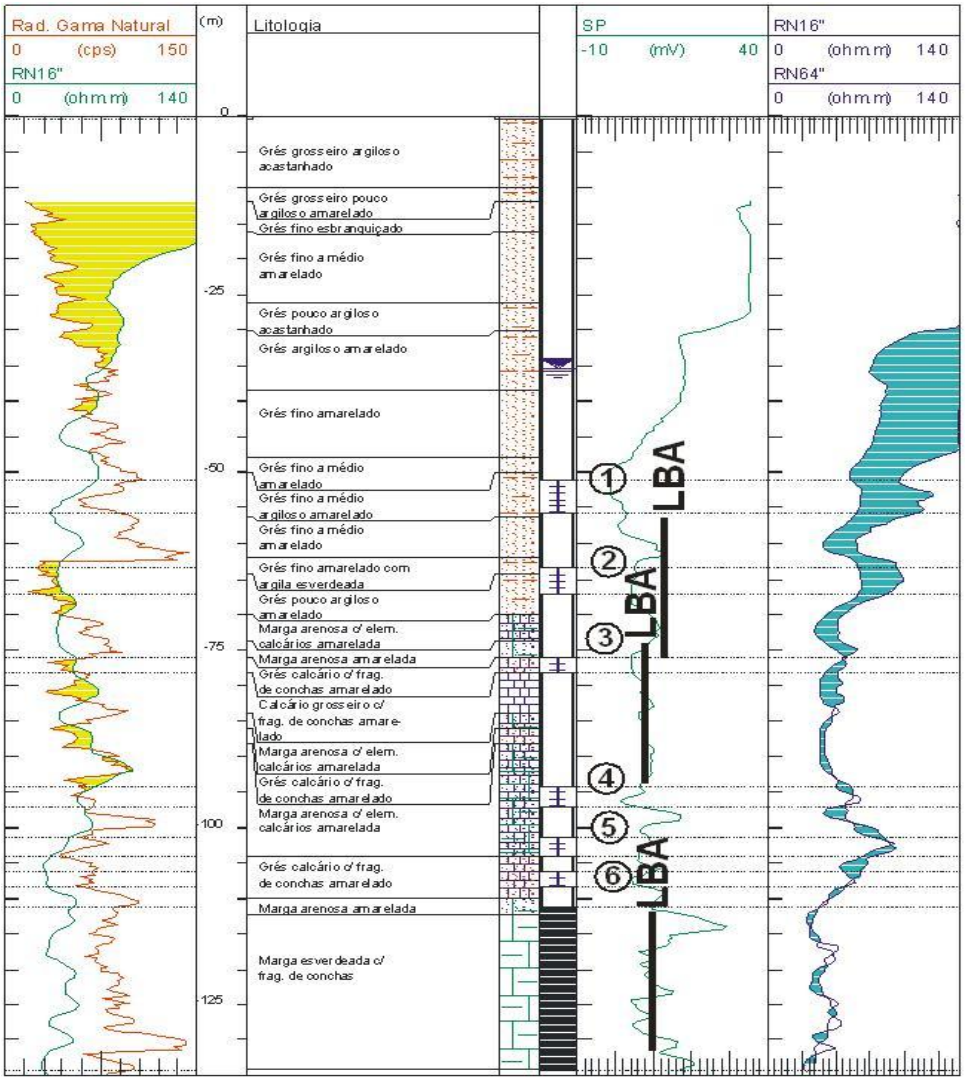
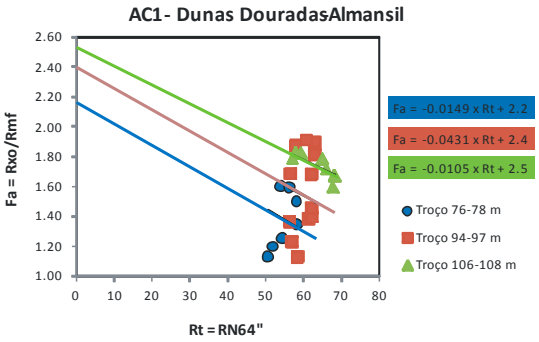



Fig. 1 – Diagrafias de SP, Radiação Gama Natural, RN16" e RN64" de uma sondagem realizada nas Dunas Douradas-Almansil, localizada no Sistema Aquífero da Campina de Faro.

Tab. 1 – Parâmetros estimados pela aplicação directa da Lei de Archie para as zonas permeáveis com tubo-ralo da sondagem da Fig. 1 com o recurso à Eq. 1 e a ábacos (Ramalho, 2013). A vermelho: troços de tubo-ralo cujos valores obtidos revelam a presença de argilas e, como tal levaram à conclusão da não aplicabilidade da Lei de Archie e à adopção da metodologia descrita em Khalil et al. (2011). Mineralização total da água captada = 205 mg/l; TSD = 165 mg/l; $Cl^-$ = 80mg/l ⇒ 132 mg/l NaCl equivalente ⇔ $R_{mf}$ inicial = 37 ohm.m

| Tubo-ralo | Profundidade (m) | Rt (RN64") (ohm.m) | Rxo (RN16") (ohm.m) | T (ºC) | Rmf (ohm.m) | F | Rw (ohm.m) | $\sigma_w$ (uS/cm) | a | m | φ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 51,0-56,0 | 122 | 70 | 22 | 37 | 1,89 | 64,49 | 155 | 0,88 | 1,37 | 0,57 |
| 2 | 63,0-67,0 | 100 | 70 | 22 | 37 | 1,89 | 52,86 | 189 | 0,88 | 1,37 | 0,57 |
| 3 | 76,0-78,0 | 58 | 45 | 22 | 36 | 1,25 | 46,40 | 216 | 0,88 | 1,37 | 0,77 |
| 4 | 94,0-97,0 | 63 | 68 | 23 | 36 | 1,89 | 33,35 | 300 | 0,88 | 1,37 | 0,57 |
| 5 | 101,0-104,0 | 100 | 83 | 24 | 35 | 2,37 | 42,17 | 237 | 0,88 | 1,37 | 0,49 |
| 6 | 106,0-108,0 | 70 | 60 | 24 | 35 | 1,71 | 40,83 | 245 | 0,88 | 1,37 | 0,61 |

Para os tubos-ralos com elevado conteúdo em argila (3, 4 e 6) utilizaram-se as diagrafias de resistividade multielectródica para a estimativa de $R_w$ e do Factor de Formação Aparente ($F_a$) em função da profundidade, que por sua vez serviram para estimar o Factor de Formação Intrínseco ($F_i$), para evitar o efeito das argilas (Fig. 2), representando o gráfico correspondente de $F_a x R_t$ e a tabela correspondendo às estimativas de φ, recorrendo à equação de Humble [Eq.2].




| Tubo-ralo | Profundi-dade (m) | T (ºC) | $R_{mf}$ (ohm.m) | $F_i$ | φ eq. Humble [Eq.2] |
|---|---|---|---|---|---|
| 3 | 76,0-78,0 | 22 | 36 | 2,50 | 0,52 |
| 4 | 94,0-97,0 | 23 | 36 | 2,40 | 0,53 |
| 6 | 106,0-108,0 | 24 | 35 | 2,20 | 0,55 |

Fig. 2 – Análise dos 3 troços de tubo-ralo da sondagem da Fig. 1 e Tab. 1, que revelaram a presença de argilas (3, 4 e 6) com a metodologia descrita em Khalil et al. (2011). (Direita) Gráfico correspondente de $F_a$x$R_t$. (Esquerda) Tabela correspondendo às estimativas de φ, recorrendo à [Eq.2].

## 3. CONCLUSÕES

O exemplo deste trabalho, que contempla a estimativa da porosidade a partir de diagrafias de resistividade eléctrica normal multielectródica em sondagens cujos tubos-ralos se localizam em zonas com mais ou menos argila, permite alguma discussão acerca da aplicabilidade da Lei de Archie e de ambos os métodos utlizados. No caso desta sondagem do Sistema Aquífero da Campina de Faro, baseado na aplicação da mesma metodologia em ambientes geológicos semelhantes e embora sem medições de porosidade em amostras *in-situ* e sem conhecimento da Qv das argilas presentes, a aplicação do modelo de Waxman e Smits (1968) poderá permitir a estimativa de porosidades e a partir destas, condutividades hidráulicas em troços de tubos-ralos individuais.

## AGRADECIMENTOS

A autora deseja agradecer à Dra. Maria João Moinante e ao Doutor Mohamed Khalil por toda a colaboração.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Archie GE (1942) The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. Transactions of the American Institute of Mining and Metallurgical Engineers/Petroleum Division, 146, 54-62.

Custodio E, Llamas MR (1996) Hidrología Subterranea, 2nd edn. Publicaciones Omega.

Ramalho, EC e Correia, A (2006) Contributo para a caracterização térmica em Portugal Continental – Análise e processamento de dados geotérmicos compilados até 1996. Relatório Interno do INETI. 31.

Ramalho EC, Marques da Silva M e Correia A (2009) Diagrafias Aplicadas à Hidrogeologia. Editora Palimage. 282.

Ramalho, EC (2013) Sondagens Mecânicas e Prospecção Geofísica na Caracterização de Fluidos. Tese de Doutoramento em Geociências orientada pelo Prof. Doutor Manuel João Senos Matias. Universidade de Aveiro, 186.

Shon JH (1996) Physical properties of Rocks – Fundamentals and Principles of Geophysics. Handbook of Geophysical Exploration – Seismic Exploration. Klaus Helbig and Sven Treitel (Editors), v. 18. Pergamon, 583.

Waxman MH e Smits LJM (1968) Electrical conductivities in oil bearing sands. Journal of the Society of Petroleum Engineers, 8, 107–122.

Winsauer WO, Shearin Jr HM, Masson PH e Williams H (1952) Resistivity of brine saturated sands in relation to pore geometry. Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists, 6, 253–277.

Roseiro CMSD (2009) – Recarga artificial de aquíferos: aplicação ao sistema aquífero da Campina de Faro. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 272.

Mota R (2008) – Metodologias de prospecção geofísica aplicadas a problemas ambientais e geotécnicos. Aplicação conjunta de métodos eléctricos e sísmicos. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 190.

## REFERÊNCIAS INTERNET

SNIRH (2012) – http://snirh.pt/snirh/_atlasagua/sistemasaquiferos/mostra_ficha.php?aquif=M12, 14/05/2012.

# NITRATOS NOS CONCELHOS DE NAZARÉ E DE ALCOBAÇA

**Carla CAROÇA**

*Bolseira da FCT - FCUL, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, carlacaroca@sapo.pt*

**RESUMO**

O aumento da concentração em nitrato ($NO_3^-$) é um dos maiores problemas de poluição das águas superficiais e subterrâneas da Europa e dos países da América do Norte (Postma, Boesen, Kristiansen et al, 1991, *in:* Hubrechts *et al.*, 2005; Sapek & Sapek, 2005), especialmente nas águas de abastecimento público das zonas rurais (Eppinger & Walraevens, 2005). Em Portugal, no distrito de Leiria, os concelhos de Nazaré e de Alcobaça apresentam, segundo as análises físico-químicas realizadas entre 2004 e 2012, algumas povoações com águas superficiais e/ou subterrâneas com concentração em ião nitrato ($NO_3^-$) superior a 50 mg/l (DL n.º 306/2007 de 27 de Agosto). Verificou-se que a elevada concentração em ião nitrato nas águas é proveniente da actividade agrícola intensiva e/ou da pecuária, nomeadamente a suinicultura. O objectivo é dar a conhecer os locais contaminados e alertar para uma mudança de práticas das actividades agro-pecuárias.

**Palavras-Chave:** Nitrato; Água; Contaminação; Alcobaça; Nazaré.

## 1. INTRODUÇÃO

A intensificação da agricultura que ocorreu na segunda metade do séc.XX na UE, com o objectivo de maximizar a produção, levou ao aumento da aplicação de fertilizantes minerais, pesticidas e água para rega. (Stiggter, 2005).

A aplicação intensiva de fertilizantes e de adubos na agricultura e a presença de pecuárias são as principais causas do aumento das concentrações em ião nitrato ($NO_3^-$) no solo e na água subterrânea.

A Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro, transposta em Portugal pela Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro, fixa o valor máximo de 50 mg/l para a água de consumo humano, de forma a evitar ameaça à sua saúde. A acumulação de compostos de nitrato estáveis no sangue reduz a sua capacidade de transporte de oxigénio. Crianças de idade inferior a um ano são as de maior risco, e a ingestão de excessiva quantidade de nitrato pode causar metahemoglobina, geralmente conhecida por "bebé azul". (Bell, 1998).

O Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 Setembro alterado para o DL n.º 68/99 de 11 de Março regulamentado pelas Portarias n.$^{os}$ 258/2003 de 19 de Março, 1100/2004 de 3 de Setembro, 1366/2007 de 18 de Outubro, 164/2010 de 16 de Março e 259/2012 de 28 de Agosto, e o DL n.º 208/2008 de 28 de Outubro, definiram zonas vulneráveis de Portugal continental à poluição por nitratos.

No âmbito do Doutoramento em Geologia (especialidade da Hidrogeologia) pelo Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa com o tema: "Recursos Hídricos superficiais *vs* subterrâneos na Várzea da Nazaré. Implicações na qualidade da água", procedeu-se a análises de águas superficiais e subterrâneas nos concelhos de Nazaré e Alcobaça.

## 2. ENQUADRAMENTO

O mapa das Zonas Vulneráveis de Portugal Continental à poluição por nitratos não revela informação sobre o distrito de Leiria. No entanto, nos concelhos de Nazaré e de Alcobaça, um conjunto de análises de águas de 2004 a 2011, fornecidas por várias entidades (Associação dos Agricultores de Alcobaça, Frubaça, Narcofruta, Cooperfrutas e Termas da Piedade), já revelavam algumas zonas vulneráveis, especialmente, a Norte de Juncal.

As análises efectuadas localizam-se na área abrangida pela Carta Geológica de Portugal Continental, Folha 26B – Alcobaça, à Escala 1/50000 (SGP, 1961) e pela Carta Militar, folha 26-1 à escala 1/50000 (IGE, 2006).

As captações encontram-se nas Formações do Quaternário (aluviões, dunas, areias), do Plio-Plistocénico (areias, calcário gresoso, conglomerado), do Miocénico (alternância de grés, argilas e conglomerados), do Paleogénico (alternância de grés, margas, conglomerados e argilas), do Cretácico (calcários, margas) e do Jurássico (grés, argilas, calcários mais ou menos margosos, calcários, margas, margas salíferas e gipsíferas). (Zbyszewski e França, 1963).

Do ponto de vista hidrogeológico, inserem-se na Orla Mesocenozóica Ocidental, em especial nas massas de água: Caldas da Rainha-Nazaré, Alpedriz, Orla Ocidental Indiferenciada das Ribeiras do Oeste e Maciço Calcário Estremenho.

A Várzea da Nazaré (região geográfica) é o local da antiga laguna de Pederneira, actualmente assoreada. Caracteriza-se por uma planície que se estende desde o litoral, a sul da Nazaré, até cerca de 8 km para o interior, Maiorga. É delimitada a Sul e a Oeste por vertentes de declive acentuado e a Norte por vertentes suaves cujo limite é pouco nítido.

### 2.1. Nitratos das análises fornecidas

Os locais que apresentaram águas subterrâneas e superficiais com concentração em ião nitrato ($NO_3^-$) superior a 50 mg/l estão localizados em zonas de predomínio de pecuárias, nomeadamente de suiniculturas, especialmente a Norte de Juncal (Fig. 1). No geral, as águas apresentaram concentrações em ião nitrato inferiores a 10 mg/l.

### 2.2. Nitratos na Várzea da Nazaré

As concentrações em ião nitrato ($NO_3^-$) na Várzea da Nazaré são variáveis, existindo várias águas com concentrações superiores a 50 mg/l, especialmente em zonas de agricultura intensiva (Quinta de S. Gião, Valado de Frades, Maiorga - Fig. 1).

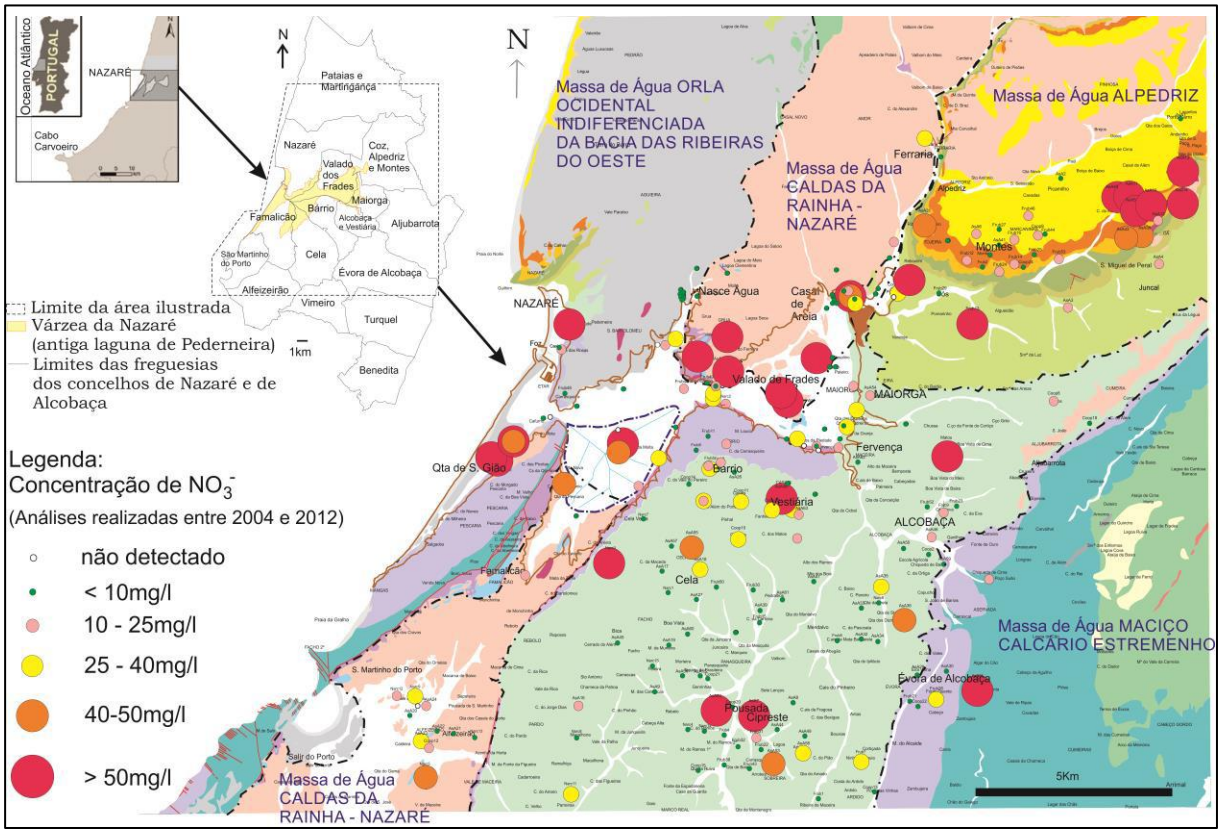



Fig. 1. Ião nitrato ($NO_3^-$) nas águas superficiais e subterrâneas.

## 3. CONCLUSÕES

A contaminação/poluição por ião nitrato nos concelhos estudados deve-se principalmente à agricultura e à pecuária, nomeadamente à suinicultura. Os locais cujas análises apresentaram concentração superior a 50 mg/l em ião nitrato foram: Quinta de S. Gião, Valado de Frades, Maiorga, Juncal, Nazaré, Paúl da Cela, Casal de Areia, Alcobaça (Boa Vista de Cima), Vestiária, Cela, Pousada, Cipreste e Évora de Alcobaça.

Considera-se necessário e urgente adoptar práticas diferentes nas actividades agrícolas, pecuárias, industriais e urbanas, de modo a proporcionar redução da quantidade de ião nitrato ($NO_3^-$) nas águas superficiais e subterrâneas.

Deverão ser realizados estudos sobre a hidrogeologia da região/local e sobre outros poluentes, que são mobilizados na propagação da poluição de frentes agrícolas [por exemplo: ião sulfato ($SO_4^{2-}$), elementos menores ou traço tais como: níquel (Ni), ferro (Fe), cobalto (Co), arsénio (As), fósforo (P), potássio (K), nitrogénio (N)]. (Broers, 2005; Wagner *et al.*, 2005; Walraevens & Eppinger, 2005; Davey *et al.*, 2005; Xu, 2006).

## AGRADECIMENTOS

A autora agradece à Fundação Ciência & Tecnologia (FCT) pelo apoio dado através da concessão de Bolsa de Doutoramento (SFRH/BD/70957/2010). Agradece as informações obtidas da Associação dos Agricultores de Alcobaça, das Termas da Piedade e das Cooperativas Frubaça, Narcofruta e Cooperfrutas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bell FG (1998) Environmental Geology – Principles and Practice, Blackwell Science Ltd, Great Britain, 594p.

Broers HP (2005) Nitrate reduction and pyrite oxidation in the Netherlands. *In*: Razowska-Jaworek, L., Sadurski, A., 2005, Nitrates in groundwater. Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, Wisla, Poland, 4-7 June 2002, A.A. Balkema Publishers, Taylor & Francis Group plc., London, UK, 141-147

Davey IR, Besien TJ, Evers S, Ward R (2005) Agricultural nitrate contamination in groundwater in England and Wales: an overview. *In*: Razowska-Jaworek, L., Sadurski, A., 2005, Nitrates in groundwater. Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, Wisla, Poland, 4-7 June 2002, A.A. Balkema Publishers, Taylor & Francis Group plc., London, UK, 221-233

Eppinger R, Walraevens K (2005) Spatial distribution of nitrate in Cenozoic sedimentary aquifers controlled by a variable reactivity system. *In*: Razowska-Jaworek, L., Sadurski, A., 2005, Nitrates in groundwater. Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, Wisla, Poland, 4-7 June 2002, A.A. Balkema Publishers, Taylor & Francis Group plc., London, UK, 49-58

Hubrechts L, Feyen J, Patyn J, Bronders J, Refsgaard A, Basberg L, Larsen O, Vlieghe C, Buysse M (2005) Development of a groundwater abstraction modelling environment for drinking water supply. *In*: Razowska-Jaworek, L., Sadurski, A., 2005, Nitrates in groundwater. Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, Wisla, Poland, 4-7 June 2002, A.A. Balkema Publishers, Taylor & Francis Group plc., London, UK, 101-111

IGE (2006) Carta Militar de Portugal, escala 1/50000, Instituto Geográfico do Exército, folha: 26-1 - Alcobaça, 1ª Edição

Sapek B, Sapek A (2005) Nitrate in groundwater as an indicator of farmstead impacts on the environment. *In*: Razowska-Jaworek, L., Sadurski, A., 2005, Nitrates in groundwater. Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, Wisla, Poland, 4-7 June 2002, A.A. Balkema Publishers, Taylor & Francis Group plc., London, UK, 37-45

SGP (1961) Carta Geológica de Portugal Continental, 1/50000, Serviços Geológicos Mineiros, Folha 26B – Alcobaça

Stiggter TY (2005) Integrated Analysis of Hydrogeochemistry and Assessment of Groundwater Contamination Induced by Agricultural Practices, Dissertação para obtenção do Grau de Doutor e Ciências de Engenharia, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 195p.

Wagner J, Gajowiec B, Formowicz (2005) Nitrates in fresh water in the Miechów Region, Poland. *In*: Razowska-Jaworek, L., Sadurski, A., 2005, Nitrates in groundwater. Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, Wisla, Poland, 4-7 June 2002, A.A. Balkema Publishers, Taylor & Francis Group plc., London, UK, 201-207

Walraevens K, Eppinger R (2005) Nitrate pollution of groundwater in Flanders (Belgium). *In*: Razowska-Jaworek, L., Sadurski, A., 2005, Nitrates in groundwater. Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists, Wisla, Poland, 4-7 June 2002, A.A. Balkema Publishers, Taylor & Francis Group plc., London, UK, 209-218

Xu Y (2006) Groundwater pollution in Africa, Brent Usher Editors, Taylor and Francis/Balkema; Great Britain, 353p.

Zbyszewski G, França JC (1963) Notícia Explicativa da Folha 26-B Alcobaça à escala 1/50000, Direcção-Geral de Minas e Serviços Geológicos, Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, 52p.

**LEGISLAÇÃO**

Directiva n.º 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro

Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro

Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 Setembro

DL n.º 68/99 de 11 de Março

DL n.º 306/2007 de 27 de Agosto

DL n.º 208/2008 de 28 de Outubro

Portaria n.º 258/2003 de 19 de Março

Portaria n.º 1100/2004 de 3 de Setembro

Portaria n.º 1366/2007 de 18 de Outubro

Portaria n.º 164/2010 de 16 de Março

Portaria n.º 259/2012 de 28 de Agosto

# DA CAPTAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA À GESTÃO DO SOLO E DO SUBSOLO

**José Martins CARVALHO**

*TARH LDA, Rua Forte Monte Cintra, 1-2C, 2685-141 Sacavém, jmc@tarh.pt;*
*Laboratório de Cartografia e Geologia Aplicada (LABCARGA), Departamento de Engenharia Geotécnica, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Politécnico do Porto, Portugal;*
*Centro GeoBioTec da Universidade de Aveiro, Portugal.*

## ABSTRACT

Ground water plays a vital role in the human life for urban and rural purposes and in the conservation of ecosystems. Taking their first steps, groundwater and hydrogeologists had its main concerns focused in ground water supply problems. Nowadays, groundwater scientists and engineers operate in multidisciplinary teams aiming to solve societal challenges mainly in the domain of surface and subsoil management including public works and geological and hydrogeological hazards and risks. Managed aquifer recharge (MAR) is a good example of a new generation of projects dealing with qualitative and quantitative environmental water related problems. Energy issues such as coal mining, oil, gas and geothermal and other deep operations as carbon capture and sequestration (CCS) projects also need a hydrogeological support to allow its construction and minimize environmental impacts. Solving engineering problems implies hydrogeological investigation to design sound site conceptual models and aquifer or multi aquifer conceptual models, the first and basic step for the design and operation of numerical models. These are a unique tool for a quantitative approach on the environmental management, where groundwater resources have to be included. The complexity of this geoengineering approach is multidisciplinary, however centered in the earth and life sciences.

**Keywords:** Groundwater; groundwater supply; engineering projects; hydrogeological conceptual model; soil and subsoil management.

## 1. ÁGUAS SUTERRÂNEAS, OBRAS E RISCOS GEOLÓGICOS

O aparecimento das primeiras grandes concentrações humanas – junto aos grandes rios ou das grandes descargas naturais de água subterrânea – ditou o início de uma visão antropocêntrica da evolução e da apropriação dos recursos do Planeta. Foi com o surgimento da revolução industrial que pela primeira vez na história da Terra os processos geológicos foram afectados de forma maciça pela actividade antrópica.

O recurso geológico água tem um papel determinante nos processos geológicos, na vida, na actividade humana, na gestão do solo e subsolo e na prática da engenharia geotécnica e da geoengenharia (Driscoll 1986, Fetter 2001, Bock 2006).

Praticamente todas as actividades humanas colidem com o ciclo da água e mais concretamente com as águas subterrâneas.

A água subterrânea interfere nos processos construtivos das obras e nos respectivos impactes e está presente na maioria das questões ligadas aos riscos geológicos naturais e induzidos. Por isso, os problemas de águas subterrâneas em obras de engenharia podem resumir-se duma forma simples: água a mais ou água a menos em trabalhos superficiais ou em trabalhos profundos (Letourneur e Michel, 1971).

Nos trabalhos subterrâneos estão incluídos a construção de poços e furos de pesquisa e captação de água, a captação de água mineral, os túneis, as galerias, as grandes cavidades e armazenamentos subterrâneos e as explorações mineiras. Os trabalhos superficiais incluem as fundações, as vias de comunicação, as condutas enterradas, as pontes, a reconfiguração de linhas de água, os canais, as barragens e os açudes, os aterros sanitários e as obras marítimas e fluviais.

Os riscos induzidos (ou riscos geotécnicos lato sensu) incluem a sobrexploração de águas subterrâneas, o avanço da cunha salina nas zonas litorais, a rotura de barragens, a subsidência, a expansividade, o colapso e a liquefacção de solos, a erosão acelerada e os acidentes de poluição. Estão incluídos, também, fenómenos bem actuais como o da subida dos níveis de água nas grandes metrópoles por diminuição das extracções de água subterrânea e/ou devido a infiltração de águas residuais (Lerner 1997).

Aos problemas sucessivamente colocados às Ciências da Terra no âmbito dos recursos hídricos subterrâneos foram surgindo especializações como a geologia aplicada (Desio 1949, Letourneur e Michel 1971), a hidrogeologia aplicada (Fetter 2001), a geologia de engenharia (Krynine e Judd 1957, González de Vallejo et al., 2002) e a hidrogeologia ambiental (Soliman et al., 1998; Younger, 2007).

Do ponto de vista da engenharia a aproximação fez-se pela mecânica dos solos, pela mecânica das rochas, e pela geotecnia ambiental (Dinis da Gama, 2000). Hoje é difícil estabelecer diferenças significativas entre a engenharia geológica e a engenharia geotécnica (Gonzallez de Vallejo et al., 2002).

O padrão básico das intervenções nestas áreas é o da hidrogeologia, da engenharia das águas subterrâneas, da engenharia geotécnica e da geologia de engenharia ao serviço das soluções geotécnicas para a mitigação de riscos (derivados de processos geológicos) e de impactes ambientais, e para a execução de projectos e obras de engenharia (González de Vallejo et al., 2002).

A água subterrânea pode ser um problema temporário, durante a fase de construção das obras de engenharia, ou a longo prazo, se as estruturas interagirem com os regimes de escoamento (de percolação na linguagem do geotécnico). Deficiente prospecção ou monitorização podem conduzir a atrasos, sobrecustos e problemas operacionais e de manutenção durante a vida útil da obra.

Uma visão pluridisciplinar que leve à identificação dos principais problemas pode ajudar a controlar os riscos técnico-económicos sempre envolvidos em obras de engenharia, e particularmente da engenharia das águas subterrâneas. Por isso a elaboração de modelos de funcionamento dos sistemas hidrogeológicas (modelos conceptuais hidrogeológicos), assume-se como importante, e fundamental, apoio à prospecção hidrogeológica e geotécnica e à gestão do sub-solo. Por outro lado, os resultados da prospecção servem para refinar e quantificar muitos dos parâmetros que depois são usados em eventual modelação matemática.

Para o hidrogeólogo a água subterrânea é o recurso que alimenta as nascentes, as linhas de água e as zonas húmidas e está disponível para extracção e utilização nas mais variadas actividades humanas. Em contraste, para o engenheiro geotécnico a água subterrânea é sistematicamente um problema potencial que requer uma solução.

Na generalidade, projectos com fundações na zona saturada têm mais problemas construtivos ou de exploração que os fundados na zona vadosa ou em formações geológicas de muito baixa permeabilidade.

A engenharia geotécnica e a geologia de engenharia relacionam os problemas de engenharia civil, de magnitude cada vez maior e mobilizando cada vez mais meios, com os recursos e os processos geológicos, designadamente os recursos hídricos.

O desenvolvimento cada vez maior de técnicas de apropriação do subsolo como a geotermia para produção de electricidade e para usos directos, com bombas de calor geotérmicas (GSHP), ou a partir de sistemas geotérmicos estimulados (EGS), a exploração de petróleo e gás de xisto, o armazenamento e sequestração de CO2 (CCS) tem conduzido a grandes preocupações ambientais em que a água, e particularmente a água subterrânea, é o fio condutor de todas as intervenções.

No domínio dos recursos hídricos subterrâneos e no sentido de fazer face à escassez, à degradação da qualidade da água e à mudança climática é, actualmente, grande a actividade associada à recarga artificial de aquíferos (managed aquifer recharge, MAR) com equipas multidisciplinares de largo espectro (eg Bouwer, 2002; Dillon et al, 2009; Leitão et al., 2015).

## 2. O MODELO CONCEPTUAL HIDROGEOLÓGICO

Qualquer actividade humana no domínio da ocupação do solo e do subsolo determina o estabelecimento de modelos conceptuais hidrogeológicos.

Modelos conceptuais hidrogeológicos são cenarizações do funcionamento dos aquíferos (ou sistemas hidrogeológicos em que uma dada obra vai ser realizada) em que se procura entender o respectivo funcionamento e as relações com os restantes ramos do ciclo da água e com os ecossistemas (e.g. Fetter, 2001; Fitts, 2002; Kresik & Mikszewski, 2013; Chaminé et al., 2013). Para a sua criação estabelece-se uma combinação de imagens e palavras para descrever as estruturas geológicas, as fronteiras (limites) hidrogeológicas e as condições hidrológicas, meteorológicas, hidroquímicas, etc., que afectam o movimento da água subterrânea e dos seus constituintes químicos.

O modelo conceptual é a base do estabelecimento dos modelos matemáticos, hoje ferramentas de rotina neste tipo de trabalhos, sempre que a dimensão e a complexidade da obra os exijam; é, portanto, crucial na formulação de decisões em relação à gestão do espaço subterrâneo.

O processo de conceptualização implica a compreensão da natureza do sistema hidrológico, das suas características genéricas (tais como a litologia, o tipo de solo, o relevo, a variabilidade espacial dos parâmetros hidráulicos, a hidrogeoquímica, as características geológicas e geométricas dos limites do sistema, etc.) e dos processos físicos e químicos envolvidos. O modelo matemático procura, por seu turno, simular o modelo conceptual. O modelo conceptual resulta da percepção do investigador em relação ao funcionamento do sistema, a qual depende muito, da sua experiência, com destaque para a de campo.

O grau de pormenor do modelo depende da sua escala e do fim a que se destina. Na fase inicial dos estudos, a disponibilidade de dados pode não ser suficiente para permitir a elaboração de um modelo conceptual satisfatório. Neste caso, a colheita de dados adicionais no terreno pode ajudar a colmatar lacunas. Posteriormente, a confrontação com os resultados da aplicação de outros tipos de modelação, especialmente a matemática, pode contribuir para o aperfeiçoamento do modelo conceptual. Assim, o desenvolvimento de um modelo exige um processo iterativo: os resultados da modelação matemática contribuem para o aperfeiçoamento do modelo conceptual e vice-versa, de modo encadeado (Konikow and Bredehoeft 1992, Espinha Marques et al. 2007).

As investigações à escala local devem ser integradas numa perspectiva global de forma a avaliar as incidências hidrológicas regionais nos circuitos hidrogeológicos no local da obra e zona envolvente. O modelo conceptual deve ser entendido como a centralidade em que se inserem as investigações hidrogeológicas a nível regional e local e os condicionalismos institucionais e logísticos, constituindo, por isso, o núcleo duro para a resolução da questão técnica formulada.

A definição de um modelo conceptual adequado é a base e a etapa mais importante no processo de elaboração de um modelo hidrogeológico computacional.

Sendo o modelo conceptual uma representação simplificada das características essenciais de um dado sistema hidrogeológico e do seu comportamento hidráulico, deve ser estabelecido com o nível de detalhe adequado (necessário e suficiente) ao fim em vista. É, por definição, uma esquematização da interpretação que o especialista em águas subterrâneas faz do funcionamento do sistema hidrogeológico em análise e, nessa medida, a sua fiabilidade está directamente relacionada com a interpretação da informação disponível. Por vezes entende-se que o modelo conceptual é uma simples construção mental materializada em dois ou três esquemas: não o entendemos assim: a fase final do modelo conceptual, pré-discretização para a construção de um modelo numérico, inclui a quantificação das variáveis hidrológicas e hidrogeológicas envolvidas: recarga, espessuras de camadas, limites, condutividades hidráulicas, porosidades, gradientes, drenâncias, etc., etc. (Kresik & Mikszewski 2013). Esta abordagem pressupõe trabalho de campo de grande qualidade e forte capacidade analítica e de síntese.

É legítimo afirmar-se que a credibilidade de um modelo computacional (analítico ou numérico) é função da fiabilidade do modelo conceptual, e por conseguinte, da capacidade que o especialista em águas subterrâneas tem de sintetizar todo o conhecimento geológico e hidrogeológico sobre a zona em estudo. Assim, é o modelo conceptual que estabelece as premissas e pressupostos físicos que fundamentam a construção de um modelo computacional.

As implicações do modelo hidrogeológico no projecto da obra (aqui incluímos claramente obras de pesquisa e captação, vulgo furos) e na sua construção devem abarcar as dificuldades construtivas, os impactes ambientais expectáveis e a evolução previsível no período de vida útil do empreendimento.

Algumas obras quedam-se pela zona não saturada onde, do ponto de vista geotécnico, se reconhece, geralmente, haver menos problemas construtivos. Dado que em muitas zonas as oscilações sazonais de nível piezométrico são significativas, é de todo recomendável estudar hidrogeologicamente essas zonas.

No entanto, dado que a hidrogeologia clássica tende a abordar, preferencialmente, o problema da captação de água subterrânea (Fetter 2001), o estudo da zona não saturada foi, tradicionalmente, algo descurado. De facto, tal como Nielsen et al. (1986) observam, nenhuma disciplina científica tem dedicado suficiente atenção à zona não saturada, no que respeita ao seu uso, conservação e gestão. Daqui resulta evidente a necessidade de os estudos hidrogeológicos e hidrogeotécnicos contemplarem o fluxo hídrico e, eventualmente, o transporte de massa na zona não saturada, conclusão que é particularmente relevante em problemas de geotecnia ambiental. Contribuições para o estudo dessa zona podem ser encontradas em Espinha Marques et al. (2007).

## 3. CONCLUSÕES

A consciência ambiental acrescida da Sociedade veio gerar novas preocupações a nível do projecto e execução das obras. Por isso os projectos são, dia a dia, cada vez mais interdisciplinares e complexos, mobilizando equipas vastas que, com diferentes olhares sobre a água e o seu papel na obra e na envolvente, têm de encontrar soluções técnico-económicas, consensuais e ambientalmente sustentadas.

À pesquisa e captação de água subterrânea correspondem obras de complexidade variável que exigem um projecto e acompanhamento adequados nos domínios da hidrogeologia e da engenharia das águas subterrâneas.

Os projectistas adoptam métodos para mitigar os efeitos das águas subterrâneas na construção, ou mesmo na fase de exploração das obras. Nalguns casos é possível conceber dispositivos em que sistemas de rebaixamento permanente servem, também, para a produção de água para usos consumptivos.

A complexidade dos problemas hidrogeológicos e geotécnicos incluindo desafios de gestão muito díspares ao nível do solo e do espaço subterrâneo obriga a abordagens multidisciplinares científico-tecnológicas para as quais, no seu conjunto, foi proposta a designação de geoengenharia (CERF, 1994, Oliveira 2001, Manoliu e Radulescu, 2008, Bock, 2006).

Os praticantes da geoengenharia, porque gerem os recursos geológicos e o património construído por vezes nos limites da sustentabilidade ambiental, são obrigados a pautar as respectivas intervenções por elevados padrões éticos e morais (Suarez e Regueiro, 1997, Brandl, 2004).

No contexto apresentado o modelo conceptual hidrogeológico, enquadrado na visão ampla da geoengenharia, é uma peça essencial de suporte à realização de todas as obras subterrâneas e superficiais.

## AGRADECIMENTOS

O autor agradece à Academia (instituições, professores, alunos e colegas) o apoio e as mais-valias, de conhecimento científico e materiais que dela recebeu, sem as quais seria um profissional muito menos competente e preparado; está,

ainda, infinitamente grato a todas as pessoas e empresas com quem se cruzou no decorrer da sua vida profissional de mais de 47 anos e a quem deve o modesto saber fazer que foi acumulando.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bock H (2006). Common ground in engineering geology, soil mechanics and rock mechanics: past, present and future. Bull Eng Geol Env (2006). 65: 209–216. DOI 10.1007/s10064-005-0020-3

Bouwer H (2002) Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal, 10:121-142.

Brandl H, (2004). The Civil and Geotechnical engineer in society: ethical and philosophical thoughts; challenges and recommendations. Deep Foundations Institute, 24 pp.

Bredehoeft JD,(2005) The conceptualization model problem: surprise. Hydrogeol. J., 13(1): 37-46.

CERF [Civil Engineering Research Foundation] (1994). Geo-engineering: a vision for the 21st Century. CERF Report #94-5020, Washington, 40 pp.

Chaminé HI, Carvalho JM, Afonso MJ, Teixeira J & Freitas L, (2013) On a dialogue between hard-rock aquifer mapping and hydrogeological conceptual models: insights into groundwater exploration. European Geologist Magazine, Journal of the European Federation of Geologists, 35: 26-31.

Desio A (1949). Geologia Applicata all'Ingegneria. Editore Ulrico Hoepli. 851 pp.

Dillon P, Pavelic P, Page D, Beringen H, Ward J (2009) Managed Aquifer Recharge: An Introduction. Waterlines Report No 13. National Water Commission.

Dinis da Gama C (2000). Geotecnia ambiental: perspectivas e aplicações. Geotecnia, Revista da Sociedade Portuguesa de Geotecnia, Lisboa, 90: 9-47.

Driscoll FG (1986). Groundwater and Wells. Johnson Division. 1089 pp.

Espinha Marques J, Duarte JM, Constantino AT, Martins AA, Aguiar C, Rocha F, Inácio M, Marques JM, Chaminé HI, Teixeira J, Samper J, Borges FS & Carvalho JM, (2007) Vadose zone characterisation in a mountain hydrogeologic system: Serra da Estrela case study (Central Portugal). In: L. Chery & Gh. de Marsily (Eds.), Aquifer Systems Management: Darcy´s Legacy in a World of Impending Water Shortage, Selecetd papers on Hydrogeology, IAH, Taylor & Francis Group, 10:207-221.

Fetter CW (2001). Applied Hydrogeology. 4th Edition. Prentice Hall, New Jersey, 598 pp.

Fitts CR, (2013) Groundwater science. Second Edition, 692 p., Academic Press, Elsevier Inc. USA.

González de Vallejo LI, Ferrer M, Ortuño L & Oteo C (2002). Ingeniería geológica. Prentice Hall, Madrid, 715 pp.

Konikow LF and Bredehoeft JD, (1992) Ground-water models cannot be validated. Advances in Water Resources, 15: 75-83.

Kresik N and Mikszewski A, (2013) Hydrogeological conceptual site models: data analysis and visualization. CRC Press, Taylor and Francis Group. 584 p., Florida, USA.

Krynine DP & Judd WR (1957). Principles of Engineering Geology and Geotechnics. McGraw-Hill. 730 pp.

Leitão TE, Lobo Ferreira JP, Oliveira MM, Martins T, Henriques MJ, Carvalho TM, Martins Carvalho J, Agostinho R, Monteiro JP, Costa LRD (2015) Deliverable 4.2 South Portugal MARSOL Demonstration Sites Characterisation. EU MARSOL Projet - Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought, 78 pp.

Lerner DN (1997). Too much or too little: Recharge in urban areas, in Chilton, J., et al., eds., Groundwater in the urban environment: Problems, processes and management: Rotterdam, Netherlands, Balkema, pp. 41-47.

Letourneur J & Michel R (1971). Géologie du Génie Civil. Librairie Armand Colin. 728 pp.

Manoliu, I. & Radulescu, N. (eds) (2008). Education and training in geo-engineering sciences: soil mechanics, geotechnical engineering, engineering geology and rock mechanics. CRC Press, Taylor & Francis Group, London. 514 pp.

Nielsen DR, van Genuchten MT & Biggar JW, 1986. Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. Water Resources Research, 22:89-109.

Oliveira R, (2001). Teaching environmental subjects in engineering geological education. In: Marinos, Koukis, Tsiambos & Stournaras (Eds.), Engineering Geology and the Environment. 4: 3649-3654.

Soliman MM, LaMoreaux PE, Memon BA, Assaad FA & LaMoreaux JW (1998) Environmental Hydrogeology . Lewis Publishers. 386 pp.

Suarez L & Regueiro M (1997). Guia ciudadana de los riesgos geológicos. The American Institute of Professional Geologists.Ilustre Colegio Oficial de Geólogos. 196 pp.

Younger PL (2007). Groundwater in the Environment- an introduction. Blackwell Publishing., 318 pp.